

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL

CROISSANCE ET QUALITÉ DES TIGES ET STRUCTURE ET BOIS MORT DE PEUPLEMENTS

RÉSIDUELS 20-30 ANS APRÈS COUPES PARTIELLES AU TÉMISCAMINGUE

MÉMOIRE

COMME EXIGENCE PARTIELLE

DE LA MAÎTRISE EN BIOLOGIE

PAR

JÉRÉMIE POUPART MONTPETIT

SEPTEMBRE 2012

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL  
Service des bibliothèques

Avertissement

La diffusion de ce mémoire se fait dans le respect des droits de son auteur, qui a signé le formulaire *Autorisation de reproduire et de diffuser un travail de recherche de cycles supérieurs* (SDU-522 – Rév.01-2006). Cette autorisation stipule que «conformément à l'article 11 du Règlement no 8 des études de cycles supérieurs, [l'auteur] concède à l'Université du Québec à Montréal une licence non exclusive d'utilisation et de publication de la totalité ou d'une partie importante de [son] travail de recherche pour des fins pédagogiques et non commerciales. Plus précisément, [l'auteur] autorise l'Université du Québec à Montréal à reproduire, diffuser, prêter, distribuer ou vendre des copies de [son] travail de recherche à des fins non commerciales sur quelque support que ce soit, y compris l'Internet. Cette licence et cette autorisation n'entraînent pas une renonciation de [la] part [de l'auteur] à [ses] droits moraux ni à [ses] droits de propriété intellectuelle. Sauf entente contraire, [l'auteur] conserve la liberté de diffuser et de commercialiser ou non ce travail dont [il] possède un exemplaire.»

## REMERCIEMENTS

Je tiens cordialement à remercier toutes les personnes ayant participé à ce projet, en tout premier lieu ma merveilleuse technicienne, Nadia Bergeron, suivit de Samir Benamirouche sans qui mon échantillonnage aurait sans doute été moins agréable. Je tiens aussi tout particulièrement à remercier Frédéric Doyon (directeur), dont le positivisme et les corrections judicieuses ont aidé à aiguillonner ce travail vers sa forme finale, Yves Bergeron (co-directeur), pour ses commentaires fort pertinents et précis, sans oublier les brillants efforts de Brian Harvey dont la présence et les suggestions ont apportés de nouvelles pistes de réflexion dans ce projet. Notons aussi le support statistique exceptionnel fourni par Marc Mazerolle (R) et Stéphane Daigle (JMP). Nous remercions aussi l'UQO et l'UQAM et les partenaires industriels (TEMBEC) pour leur support financier dans la réalisation du projet.

Il est indispensable de noter l'apport et le soutien extraordinaire que m'ont fourni tous les membres de l'équipe de l'IQAFF, Régis Pouliot, Julie Poirier, Jinny Allaire, Sylvain Delagrangé, François Lorenzetti, Vincent MacCullough, Philippe Nolet, Pascal Rochon, Kim Bannon (ah les règles de présentation...). Je n'oublie pas non plus les étudiants côtoyés à l'IQAFF comme à l'UQAM; Jean Bastien, Bastien Lecigne, Dominic Cyr et Rudi Markgraf (ahoy new dad) à l'IQAFF, Francis Manka et Laurent Kerharo au labo Kneeshaw (UQAM) et tous ceux trop nombreux du bacc. dont la liste serait interminable, mais dont le sens de la rigolade m'auront aidé à garder le cap. Je tiens aussi à ajouter Messieurs Vincent Doré Millet, Micaël Gravel Clément, Maxime Brisson, Philippe Dubois, Carol Lapointe et Marc André Houle... appelez moi maître maintenant !

Je n'oublie pas non plus l'équipe du MRNF à Ville-Marie (Qc) qui ont gentiment accepté de nous recevoir afin de partager connaissances et résultats, de même que mes acolytes de travail, Kamille (Castor) et Tiphaine (sale français !) pour l'ensemble de leur œuvre. Je tiens finalement à remercier Réjean Montpetit, Sylvie Poupart et Nataniel pour leur partage d'information génétique (autrement dit, mes parents et mon frère), de même que l'ensemble des autres membres de ma famille pour leur support et leurs encouragements tout au long de cette démarche.

## AVANT PROPOS

Ce projet de recherche vise à aider à compléter l'analyse des coupes partielles au sein des forêts publiques partout là où elle est applicable en vue de promouvoir ce type de traitement qui permet à la fois de maintenir une activité économique nécessaire aux communautés rurales, tout en assurant le maintien des multiples usages de la forêt, tant au niveau écologique que social et économique. Un premier chapitre présente la problématique et les situations socio/économiques et environnementales ayant justifié l'emploi de la coupe partielle et motivant le suivi scientifique de celles-ci. Un second chapitre traitera spécifiquement des effets des coupes partielles conjointement sur la croissance et la qualité des tiges, en vue d'intégrer ces notions dans l'évaluation des rendements des coupes partielles. Ce chapitre fera ensuite l'objet d'un manuscrit en vue de publication. Un troisième chapitre présentera les effets des coupes partielles sur la structure des peuplements et les caractéristiques du bois mort, en vue de faciliter l'évaluation et la prise d'importance des fonctions et caractéristiques écologiques des peuplements dans la gestion de l'aménagement forestier. Ce chapitre fera ensuite l'objet d'un manuscrit en vue de publication. Un dernier chapitre présentera l'ensemble de nos résultats sous forme de conclusions globales résumant les effets des coupes partielles sur les caractéristiques des peuplements et des tiges résiduelles et en les intégrant dans une optique d'aménagement écosystémique. Nous proposons aussi quelques recommandations.

## TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS.....	ii
AVANT-PROPOS.....	iii
LISTE DES FIGURES.....	vii
LISTE DES TABLEAUX.....	x
LISTE DES ABBRÉVIATIONS, SIGLES ET ACRONYMES.....	xi
RÉSUMÉ .....	xii
CHAPITRE I	
INTRODUCTION GÉNÉRALE .....	1
1.1 Problématique des coupes partielles en forêt feuillue tempérée.....	2
1.2 Description de l'érablière à bouleau jaune du Québec.....	6
1.3 Aménagement écosystémique de la forêt feuillue tempérée.....	7
1.3.1 Aménagement du bouleau jaune.....	7
1.3.2 Structure des peuplements.....	8
1.3.3 Importance du bois mort.....	9
1.3.4 Importance de la qualité des tiges.....	10
1.4 Écologie de l'érable à sucre et du bouleau jaune.....	10
1.5 Effets des coupes partielles à diamètre limite et de jardinage.....	12
1.5.1 Croissance des arbres et rendement des peuplements.....	12
1.5.2 Qualité des arbres.....	13
1.5.3 Structure des peuplements.....	14
1.5.4 Bois mort.....	15
1.6 Objectifs et hypothèses de travail.....	17

## CHAPITRE II

## 20 YEARS EFFECTS OF PARTIAL CUTS ON GROWTH, STEM QUALITY AND WOOD QUALITY OF RESIDUAL TREES IN TOLERANT HARDWOOD STANDS..... 19

2.4	Résumé.....	20
2.5	Abstract.....	21
2.6	Introduction.....	22
2.7	Methods.....	24
2.4.1.	Study area.....	24
2.4.2.	Site selection.....	26
2.4.3.	Treatments.....	28
2.4.4.	Sampling design and data collection.....	28
2.4.4.1.	Sampling design and tree selection.....	28
2.4.4.2.	Tree growth assessment.....	29
2.4.4.3.	Wood quality assessment.....	29
2.4.4.4.	Stem quality.....	30
2.4.4.5.	Data preparation.....	30
2.4.4.6.	Statistical analysis.....	30
2.5	Results.....	32
2.5.1.	Tree growth.....	32
2.5.2.	Stem quality and external defects.....	32
2.5.3.	Wood coloration and quality.....	33
2.6	Discussion.....	40
2.5.1.	Tree growth.....	40
2.5.2.	Stem quality and probability of defects.....	42
2.5.3.	Wood quality.....	44
2.7	Conclusion.....	45

## CHAPITRE III

## EFFECTS OF PARTIAL CUTS IN THE SUGAR MAPLE YELLOW BIRCH STANDS FROM SOUTHERN TEMISCAMING (QC): EVALUATION AND COMPARISON OF STRUCTURE AND DEAD WOOD CHARACTERISTICS OF RESIDUAL STANDS ..... 46

3.1	Résumé.....	47
3.2	Abstract.....	48
3.3	Introduction.....	49

3.4 Methods.....	51
3.4.1. Study area.....	51
3.4.2. Site selection.....	51
3.4.3. Treatments.....	52
3.4.4. Sampling design, data collection and statistics.....	52
3.4.4.1. Sampling design.....	52
3.4.4.2. Vertical structure.....	53
3.4.4.3. Live stems, snags and DWD.....	53
3.4.4.4. Data preparation.....	53
3.4.4.5. Statistical analysis.....	54
3.5 Results.....	55
3.5.1 Vertical foliage cover.....	55
3.5.2 Dead wood.....	55
3.5.2.1. Volume & density.....	55
3.5.2.2. Size.....	55
3.5.2.3. Decay class.....	56
3.6 Discussion.....	60
3.6.1. Vertical foliage cover profiles.....	60
3.6.2. Deadwood characteristics and abundance.....	62
3.7 Conclusion.....	66
CHAPITRE IV	
CONCLUSIONS GÉNÉRALES.....	68
ANNEXE A	
TABLES DES FACTEURS DES ANALYSES ANOVA.....	72
LISTE DES RÉFÉRENCES.....	74

## LISTE DES FIGURES

Figure	Page
2.1 Map of study area showing location of sampling sites and localisation in the Temiscaming region in southwestern Québec, Canada.....	25
2.2 Mean ( $\pm 1$ S.E.) 20 year post-treatment annual radial growth by treatment. Letters indicate a significant difference in a Tukey HSD comparison. $p = 0.05$ .....	34
2.3 Mean growth variation ( $\pm 1$ S.E.) before (-10-0 year) and after treatment by 5 years period in the hardwood forests of Abitibi-Temiscaming, Qc. Treatments: S-DLC = 1980 selective cut (high grading), N-DLC = 1990 non-selective cut (true DLC), SC = 1990 selection cut. Letters indicate a significant difference in a Tukey HSD comparison. $p = 0.05$ .....	34
2.4 Proportion ( $\pm 1$ S.E.) of trees affected by severe defects 20 years after treatments in hardwood forests of Abitibi-Temiscaming, Qc. Treatments: S-DLC = 1980 selective (high grading) cut, N-DLC = 1990 non-selective (DLC) cut, SC = 1990 selection cut. Letters represent significant difference by a Post-hoc Tukey HSD test, $p = 0.05$ .....	37
2.5 Frequency ( $\pm 1$ S.E.) of severe defects per tree (nb/tree) 20 years after treatments in hardwood forests of Temiskaming, Qc. Treatments: S-DLC = 1980 selective (high grading) cut, N-DLC = 1990 non-selective (DLC) cut, SC = 1990 selection cut. Letters represent significant difference in a Post-hoc Tukey HSD test, $p = 0.05$ .....	37
2.6 Uncolored (white) proportion ( $\pm 1$ S.E.) of wood volume in trees 20 years after treatments in the hardwood forests of Temiskaming, Qc. Treatments: S-DLC = 1980 selective (high grading) cut, N-DLC = 1990 non-selective (DLC) cut, SC = 1990 selection cut. $p = 0.05$ .....	38



2.7	Linear regression of uncolored wood volume proportion in function of mean growth in trees 20 years after treatments in the hardwood forests of Abitibi-Temiscaming, Qc. Treatments: S-DLC = 1980 selective (high grading) cut, N-DLC = 1990 non-selective (DLC) cut, SC = 1990 selection cut. $R^2$ 44%.....	38
2.8	Linear regression of uncolored wood volume proportion in function of pre-treatment DBH in trees 20 years after treatments in hardwood forests of Abitibi-Temiscaming, Qc. Treatments: S-DLC = 1980 selective (high grading) cut, N-DLC = 1990 non-selective (DLC) cut, SC = 1990 selection cut. $R^2$ 49%.....	39
3.1	Map of study area showing location of sampling sites and localisation in the Temiscaming region in southwestern Québec, Canada.....	25
3.2	Mean ( $\pm$ S.E.) foliage cover (%) per vertical stratum 20-30 years after treatment in the hardwood forests of Temiscaming, Qc. Treatments: S-DLC = selective diameter limit cuts from 1979-81, N-DLC = non-selective diameter limit cut from 1989-1990, SC = selection cut from 1990-1991. Letters indicate significant difference between treatments in a post-hoc Tukey HSD. $p = 0.05$ .....	57
3.3	Mean ( $\pm$ S.E.) volume ( $m^3/ha$ ) of DWD, Snags and Total dead pieces 20-30 years after treatments in the hardwood forests of Temiscaming, Qc. Treatments: S-DLC = 1980 selective diameter limit cut, N-DLC = 1990 non-selective diameter limit cut, SC = 1990 selection cut. $p = 0.05$ .....	58
3.4	Mean ( $\pm$ S.E.) density ( $ha^{-1}$ ) of live trees (a), DWD (a) and snags (b) 20-30 years after treatment in the hardwood forests of Temiscaming, Qc. Treatments: S-DLC = 1979-80 selective diameter limit cuts from, N-DLC = 1989-90 non-selective diameter limit cut, SC = 1990-91 selection cut. Letters indicate significant difference between treatments in a post-hoc Tukey HSD. $p = 0.05$ .....	58
3.5	Mean ( $\pm$ S.E.) diameter (mm) of DWD and snags 20-30 years after treatment in the hardwood forests of Temiscaming, Qc. Treatments: S-DLC = 1979-80 selective diameter limit cuts from, N-DLC = 1989-90 non-selective diameter limit cut, SC = 1990-91 selection cut. $p = 0.05$ .....	59

3.6	Mean ( $\pm$ S.E.) decay class of DWD and snags 20-30 years after treatment in the hardwood forests of Temiscaming, Qc. Treatments: S-DLC = 1979-80 selective diameter limit cuts from, N-DLC = 1989-90 non-selective diameter limit cut, SC = 1990-91 selection cut. $p = 0.05$ .....	59
-----	--	----

## LISTE DES TABLEAUX

Tableau	Page
2.1 Total basal area ( $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$ ) of study sites by treatment in 2009. Individual species values noted for main species sugar maple, yellow birch and american beech, minor composition species grouped under other hardwood and softwood. Treatments: SC, 1990 selection cut, S-DLC, 1980 selective DLC and N-DLC, 1990 non-selective DLC.	27
2.2 $P(F)$ values of effects of period, treatment, species and DBH on tree growth in a repeated measures ANOVA.....	35
2.3 $P(F)$ values of the effect of treatment, species and DBH on tree growth per 5 year post-treatment period.....	35
2.4 Radial growth rates ( $\pm 1$ S.E.) of sampled trees and treatments and from other studies for comparison.....	36
3.1 Deadwood volumes and densities from northeastern American hardwood forests from published literature.....	65
A.1 ANOVA des effets du modèle sur la proportion de bois non-coloré des tiges. $P = 0.05$ .	72
A.2 ANOVA des effets du modèle sur la prévalence de défaut sur les tiges résiduelles d'érable à sucre et de bouleau jaune du Témiscamingue. $P = 0.05$ .....	73
A.3 ANOVA des effets du modèle sur la fréquence de défaut sur les tiges résiduelles d'érable à sucre et de bouleau jaune du Témiscamingue. $P = 0.05$ .....	73

## LISTE DES ABBRÉVIATIONS, SIGLES ET ACRONYMES

an	Année
ANOVA	Analysis of variance
cm	Centimètre
m	Mètre
mm	Millimètre
CJ	Coupe de jardinage par pied d'arbre
CDL	Coupe à diamètre limite (S-, Sélective, N-, Non-sélective)
DBH	Diameter at breast height
DHP	Diamètre à hauteur de poitrine
DLC	Diameter limit cut (S-, Selective, N-, Non-selective)
DRF	Direction de la Recherche Forestière
DWD	Downed woody debris
ha	Hectare
MRNF	Ministère des Ressources Naturelles et de la Faune
SC	Single-tree selection cut
yr	Year
% B.B.	Proportion du volume de bois non-coloré

## RÉSUMÉ

L'aménagement forestier tente de concilier rentabilité économique, usages multiples et fonctions des écosystèmes. Afin de limiter les impacts des régimes d'aménagement forestier par coupe totale, plusieurs intervenants ont proposé l'application de diverses formes de coupes partielles qui permettent une rétention d'une partie du couvert végétal et d'un capital forestier sur pied favorisant la régénération. À l'échelle internationale, plusieurs auteurs se sont intéressés aux régimes d'aménagements partiels inéquiens ou irréguliers (DeLiocourt 1898, Arbogast 1957, Majcen et al. 1994). Au Québec, ces recherches ont résulté sur la généralisation de l'application du jardinage par pied d'arbres (CJ) dans l'ensemble des peuplements feuillus mixtes du sud de la province. Cependant, les rendements de la CJ en croissance et en qualité ne sont pas atteints en forêts publiques et l'application du traitement est complexe et très coûteuse pour l'industrie, résultant en une disparité de conditions post-traitement, nécessitant un contrôle plus important de la part de l'état. De plus, dans le contexte des récentes crises économiques et forestières, la rentabilité de la CJ est minée par un capital forestier dégradé. Parmi les alternatives proposées à la CJ, peu d'études ont évalué les effets réels des coupes à diamètre limite (CDL). Plus simple d'application, donc moins coûteuse, elle favoriserait aussi la croissance et la qualité d'essence compagnes intolérantes à l'ombre de forte valeur. Nous proposons de comparer les effets moyen terme (20-30 ans) de 3 coupes partielles, soit une CDL sélective (1980), une CDL non-sélective (1990), et une CJ (1990) sur la croissance et la qualité des tiges ainsi que sur la structure et le bois mort des peuplements résiduels. Nous avons échantillonné 15 érablières à bouleau jaune du Témiscamingue traitées par coupe partielle (5/traitement) en 4 placettes. Nous avons mesuré la qualité des tiges (défauts externes) et du bois (coloration) et la croissance de tiges d'érable à sucre et de bouleau jaune selon deux classes de tailles (10.0-30.0cm, 30.1-60.0cm). Nous avons mesuré les caractéristiques du bois mort (volume, décomposition, taille) selon le type (total, débris, chicots) et la structure verticale du recouvrement foliaire. Nos résultats démontrent une croissance plus forte suite aux CDLs qu'en CJ, mais une qualité des tiges moindre suite aux CDL non-sélectives. La qualité du bois était semblable entre les traitements, mais positivement reliée à la croissance. Pour un volume de bois mort semblable, on observe une très faible proportion de chicots suite aux coupes partielles comparativement aux forêts naturelles. Nos résultats suggèrent une raréfaction graduelle du bois mort en CDL alors que la CJ en conserve une plus grande diversité. Cependant, nous relevons beaucoup d'incertitudes concernant les processus de recrutement et de transformation du bois mort au sein des peuplements traités par coupe partielle. La structure verticale en CDL est irrégulière tronquée. La structure verticale en CJ est plus diversifiée et est réparti plus également entre les différentes strates. En synthèse, les CDL favorisent la croissance et la qualité du bois des tiges, alors que la CJ conserve mieux les caractéristiques écologiques des peuplements. Ces résultats suggèrent une dualité entre production économique et maintien des attributs des écosystèmes entre la CDL et la CJ. Nous recommandons de varier les traitements de coupes et de bien définir les objectifs de l'aménagement afin d'exploiter les avantages de chacune tout en mitigeant leurs effets négatifs dans le but de concilier les objectifs multiples de la foresterie moderne. Nous recommandons de faire un suivi plus poussé de la dynamique de recrutement et de transformation du bois mort au sein des peuplements aménagés afin de découvrir les effets des coupes partiels sur les fonctions écologiques du bois mort.

Mots clés : Aménagement forestier, Coupe partielle, Croissance, Qualité des tiges, Structure des peuplements, Bois mort.

## CHAPITRE I :

### INTRODUCTION GÉNÉRALE

---

### 1.1 Problématique des coupes partielles en forêt feuillue tempérée

Durant les dernières décennies, la perception mondiale de l'aménagement forestier a subi de grands changements menant à l'adoption d'une vision plus écosytémique de la récolte forestière. La recherche forestière tente présentement de démontrer l'intérêt d'une sylviculture par coupe partielle, afin de mitiger les effets de l'aménagement forestier sur les peuplements naturels et conserver un couvert forestier permanent (Pommerening et Murphy, 2004). L'importance d'un couvert forestier permanent a été maintes fois démontrée au cours des dernières décennies, dans l'optique de réduire la fragmentation des peuplements forestiers et d'assurer le maintien des fonctions écologiques associées aux forêts (Farigh 1997, Schmiegelow et al. 1997, Drapeau et al. 2003). Différentes coupes partielles ont ainsi été proposées en s'inspirant de la dynamique naturelle des peuplements, menant au développement de la théorie du jardinage dans les peuplements forestiers inéquiens et à son application en Europe comme en Amérique du nord (DeLiocourt 1898, Arbogast 1957, Majcen 1990). Depuis 1990, au Québec, le Ministère des ressources Naturelles et de la Faune (MRNF) a fait la promotion de la coupe de jardinage en fonction des résultats obtenus par Zoran Majcen (Bédard et Majcen 2003, 2005), en vue d'améliorer la production forestière et de corriger l'état d'appauvrissement des forêts (Guillemette et al. 2009). En effet, la coupe de jardinage semble mieux conserver les caractéristiques structurelles des forêts non-aménagées, tout en assurant un rendement propice au maintien de l'industrie forestière (Guillemette et al. 2009). Ainsi, en 2006-2007 seulement, plus de 9 199 hectares de forêt publique ont été traités par jardinage au Québec (MRNF, 2008). Cependant, après 20 ans d'application, certaines études démontrent que les rendements de la coupe de jardinage ne sont pas toujours atteints en forêt publique. Bédard et Brassard (2002) évaluaient que l'accroissement annuel net des forêts publiques traitées par jardinage étaient de moins de la moitié de celui observé dans les placettes de la direction de la recherche forestière (DRF). Ils imputaient ces rendements à une forte mortalité post-traitement causée par une sélection inadéquate des tiges lors du martelage par les compagnies forestières. Cependant, Forget et al. (2007) relevaient un manque d'évaluation sur la qualité initiale des sites (conditions de la station et rendement des tiges avant coupe) et des impacts des perturbations naturelles sur la mortalité au sein des peuplements résiduels. Nolet et Bouffard (2005) ont découvert que la forte mortalité des tiges en forêts aménagées résultait à la fois de l'effet des chablis (60% de la mortalité post-coupe) et d'un manque d'évaluation dans l'identification des peuplements possédant des rendements aptes au jardinage. Hartmann (2008) concluait que la forte mortalité des tiges d'érable à sucre au Témiscamingue résultait de l'effet additif de multiples facteurs de stress, principalement la livrée des forêts, dont la coupe partielle pouvait devenir le coup de grâce lorsque couplée à de mauvaises conditions environnementales (stress hydrique post-coupe, etc.).



En 2004, la Commission Coulombe concluait à un manque d'évaluation et de connaissance sur les méthodes sylvicoles favorisant la croissance et la qualité des espèces de forte valeur (Coulombe, 2004). En effet, les essences compagnes de forte valeur (chêne rouge, bouleau jaune) se régénèrent difficilement sous régimes d'aménagement à cause du manque de stratégies particulières au maintien de ces essences, trop souvent englobés dans les grands massifs d'érable lors de la planification forestière (Majcen 2003). De plus, l'application de régimes d'aménagement inadéquats, tel que l'écérage intensif, a provoqué une dégradation de la qualité des tiges et une diminution des peuplements contenant un important volume de bois de qualité sciage, limitant les rendements des peuplements feuillus (Coulombe et al. 2004). Dans le cas du bouleau jaune, cette problématique s'est exacerbée par la pratique hivernale de coupes à diamètre limite et de coupes de jardinage par pied d'arbre de faible intensité limitant la disponibilité lumineuse et la production de lits de germination adéquats à cette espèce (Majcen, 2003, Archambault et al. 2006).

En réponse, la classification des tiges par classe de vigueur MSCR, fut adoptée par le MRNF (révisé, 2ième édition, Boulet 2007). Cette norme de sélection des tiges, basée sur les affections pathologiques, les blessures et les défauts externes des arbres, priorisait la récolte des tiges de faible qualité et vigueur. Cependant, Nolet et al. (2007) la jugèrent incomplète, invoquant un manque d'évaluation des perturbations naturelles et des conditions climatiques et de la qualité des stations, résultant en une grande variabilité entre l'estimation de la mortalité prédite et la mortalité réelle (sur estimée sur de bons sites, sous estimée sur les mauvais sites). Complexe à appliquer, plusieurs compagnies forestières critiquèrent aussi qu'elle ne permettait plus de gérer la distribution spatiale des ouvertures et que son application résultait trop souvent en une forme de traitement d'amélioration (« *stand improvement* ») où seule les tiges de la plus faible valeur/qualité étaient récoltées. De plus, cette surabondance de bois de trituration ne permettait pas d'approvisionner les usines de bois d'œuvres et faisait augmenter les coûts de l'ensemble des produits du bois en vue de rentabiliser ces coupes de produits de faible valeur.

En 2006, la crise forestière des domaines du bois d'œuvre et de la pâte au Québec aggrava la situation économique du secteur forestier. Principal produit des coupes de jardinage, les surplus de bois de trituration destinés à l'industrie de la pâte étaient difficiles à écouler et les compagnies forestières peinaient à rentabiliser la coupe de jardinage. De plus, les rendements de croissance et de qualité étaient toujours plus faibles qu'espérés, rallongeant souvent le temps de rotation entre les coupes au delà de 25 ans (Bédard et Brassard 2002, Bédard et Majcen 2005). Suivant la crise économique mondiale de 2008, la coupe de jardinage devint alors un traitement difficilement praticable sans la récolte des rares tiges de qualité au sein des peuplements forestiers.



De récentes recherches ont aussi soulevé d'importants doutes concernant le maintien des fonctions écologiques au sein des peuplements aménagés par jardinage. Plusieurs auteurs ont récemment démontré l'importance du bois mort dans le maintien de la régénération forestière, en tant qu'habitat pour la faune et le recyclage d'éléments nutritifs au sein des peuplements forestiers (Harmon et al. 1986, Angers et al. 2009). On sait que l'aménagement forestier réduit la disponibilité et la qualité du bois mort, particulièrement de gros calibre, au sein des forêts récoltées (Angers et al. 2005, Doyon et al. 2005). Combiné au retrait préventif du bois mort par mesure de sécurité (vecteurs de feu, chicots instable) et à la dégradation du bois mort lors de la récolte (écrasement, déplacement, etc.), ces éléments ne font qu'exacerber la raréfaction du bois mort. Dans le cas du jardinage, ces risques sont encore plus élevés, puisque les mesures d'assainissement des peuplements visent la réduction des tiges moribondes/de faible qualité formant la principale source de bois mort recruté en forêt aménagée (Doyon et al. 1999, Angers et al. 2009). Angers et al. (2005) ont recommandé que les pratiques sylvicoles soient beaucoup plus variées afin de limiter les impacts négatifs d'une répétition successive d'un seul type d'aménagement. Au niveau de la structure, on reconnaît l'importance d'un couvert forestier permanent afin de limiter les effets de la fragmentation forestière sur les communautés fauniques qui y sont associées (Drapeau et al. 2003, Doyon et al. 2005). Cependant, on sait aussi que l'aménagement forestier réduit l'abondance des peuplements matures à l'échelle du paysage, ce qui peut amener à une fragmentation du couvert forestier lors d'un aménagement à grande échelle (Farigh 1997, Bourque et Villard 2001).

Considérant l'ensemble des éléments susmentionnés, il devient essentiel de chercher des coupes partielles alternatives au jardinage au sein des peuplements forestiers du Québec. Mal appliquée à ses débuts et sous forme d'écramage des plus belles tiges (Doyon et Bouffard 2009), la coupe à diamètre limite non-sélective (CDL) possède cependant plusieurs éléments prometteurs (Buongiorno et al. 2000). Rapidement mise de côté au début des années 1990 (Bédard et Majcen, 2003), la CDL est souvent confondue à tort avec l'écramage et ses effets réels sont donc peu étudiés. La CDL non-sélective (vrai CDL) vise la récolte de toutes tiges au-delà d'un diamètre minimal et indépendamment de leur qualité, alors que la CDL sélective (écramage) vise les grosses tiges de meilleure qualité des essences à haute valeur commerciale. Selon Buongiorno et al. (2000), une CDL non-sélective bien appliquée constituerait une alternative rentable au jardinage. D'une part, la CDL est plus favorable à la régénération des essences mi-tolérantes à l'ombre (Robitaille et Boivin 1987). Par exemple, Angers et al. (2005) ont démontré que le bouleau jaune constituait 75% des mi-tolérants régénérés en CDL. Comparativement à la CJ, la CDL permettrait de conserver une plus grande proportion de gros débris ligneux et chicots, puisqu'elle ne vise par la récolte des arbres moribonds, de

même que son temps de rotation plus long permettrait de conserver une plus grande quantité d'arbres de gros calibre. Ces gros débris ligneux provoqueront eux-mêmes une stimulation de la régénération des essences commerciale compagne de haute valeur dont la régénération dépend du bois mort (Beaudet et al. 2004).

À la lumière de ces informations, il devient pertinent de s'interroger à savoir si la coupe à diamètre limite non-sélective ne serait pas plus appropriée à l'aménagement de la forêt feuillue québécoise, en fonction de ses effets sur la structure et la composition des érablières à bouleau jaune. Tel que mentionné, dans une optique d'aménagement écosystémique, une CDL combinée à des mesures de conservation de semenciers et de rétention de couvert pour la régénération (gainage) pourrait favoriser une dynamique forestière s'approchant du régime naturel, en couvrant les superficies affectées par des perturbations intermédiaires, tel les chablis partiels (Doyon et Sougavinski 2002), tout en favorisant la croissance et la régénération d'essences compagnes de forte valeur, tel le bouleau jaune. Du point de vue de la structure, il est évident que les effets des CDL sur les peuplements seront toujours plus profonds que ceux de la CJ. Cependant, dans l'optique d'un régime d'exploitation modifiant indéniablement la structure forestière et considérant l'état actuel de nos forêts au capital en bois d'oeuvre dégradé, il est important de se demander la hiérarchisation selon laquelle les critères d'aménagement doivent être considérés afin d'effectuer le choix du traitement le mieux adapté à nos besoins et objectifs (c-à-d: conservation de la biodiversité et des fonctions écologiques des forêts anciennes et taux de croissance et qualité des tiges propices à l'exploitation forestière soutenue).

Le but de cette recherche est d'évaluer et de mieux documenter les effets des anciennes coupes à diamètre limite (sélectives et non-sélective), effectuées dans les érablières à bouleau jaune de la région du Témiscamingue, sur la production de tiges d'avenir de bonne venue et la croissance des tiges en régénération et sur les caractéristiques structurelles et écosystémiques d'habitat. Cette démarche sera présentée sous forme de deux articles/chapitres distincts, l'un traitant de la croissance et de la qualité (défauts externes et qualité du bois) à l'échelle de l'arbre et le second sur les caractéristiques des peuplements aménagés (bois mort, structure foliaire verticale). La littérature nous permet d'envisager une croissance plus forte des tiges résiduelles et des caractéristiques en bois mort plus avantageuses suite à la CDL, mais une meilleure qualité des arbres et une structure verticale mieux répartie en CJ. Ces résultats revêtent une importance critique dans une évaluation intégrée des effets des coupes partielles au sein des forêts aménagées et permettront de mieux préciser les impacts des traitements sur les rendements individuels des tiges résiduelles.

## 1.2. Description de l'érablière à bouleau jaune au Québec

Le domaine bioclimatique de l'érablière à bouleau jaune couvre une superficie d'environ 65 000 km<sup>2</sup> (4% superficie du Québec) et s'étend sur une bande d'environ 100km couvrant le sud du Témiscamingue, les Basses-Laurentides, la Mauricie, le nord de l'Outaouais et les Basses-Appalaches dans le secteur de la rivière Chaudière (rive sud du Saint-Laurent), ainsi qu'une partie des étages inférieurs de la sapinière à bouleau jaune (Bérard 1996, Robitaille et Saucier 1998). Le relief y est peu à modérément accidenté, composé de collines et de coteaux aux sommets arrondis, et ayant une altitude faible à moyenne (~400m d'altitude moyenne). Le secteur Ouest du domaine de l'érablière à bouleau jaune (secteur à l'étude) est sujet à des précipitations plus faibles que la partie Est, ce qui apporte certaines différences dans la composition des deux secteurs. La végétation présente est dominée par l'érable à sucre, suivi du bouleau jaune, et contient aussi en plus faibles proportions, l'érable rouge (*Acer rubrum* L.), le sapin baumier (*Abies balsamea* (L.) Mill), l'épinette blanche (*Picea glauca* (Moench) Voss), l'épinette rouge (*Picea rubens* Sarg.), la pruche (*Tsuga canadensis* (L.) Carrière) et le hêtre à grande feuille (*Fagus grandifolia* Ehrh) (Bérard, 1996). Sur les stations mésiques bien drainés de sommet ou de haut de pente, ce dernier devient le 3<sup>ième</sup> en importance (Beaudet et Messier 1997). La régénération continue de nouvelles tiges directement sous le couvert forestier (espèces tolérantes à l'ombre) et la colonisation des trouées naturelles par de petits groupes d'arbres (espèces intolérantes et semi-tolérantes) assure le maintien de ces espèces sous une structure généralement inéquienne, dont la structure diamétrale suit la tendance de la courbe de Liocourt (Beaudet et Messier, 1997). La succession naturelle au sein des érablières à bouleau jaune du Témiscamingue dépend principalement de trois types de perturbations : les trouées naturelles, les chablis et un historique de feu dont la récurrence ne cesse de diminuer depuis l'adoption de mesures de prévention des feux et l'augmentation de l'importance de la récolte forestière. De fait, les épisodes modernes de feux sont principalement associés aux activités anthropiques (Seymour et al. 2002). Ces différents types de perturbations ont des propriétés et des conséquences bien distinctes sur la structure et la régénération des peuplements affectés (Woods 2004). Par exemple, nous savons que la mortalité du bouleau jaune (*Betula alleghaniensis* Britton) est beaucoup moins affectée par les événements de chablis catastrophiques que par la sénescence naturelle, alors que la mortalité des grandes tiges d'érable à sucre (*Acer saccharum* Marsh) est fortement affectée par la présence de chablis catastrophiques (Woods 2004). Les trouées sont les perturbations à petite échelle les plus fréquemment observées en forêt feuillue tempérée (Runkle 1985, Seymour et al. 2002, Doyon et Bouffard 2009). Elles affectent entre 0.5 à 2% du couvert végétal annuellement en fonction de petites zones de 10 à 100m<sup>2</sup> réparties aléatoirement (Doyon et Bouffard 2009). L'intervalle de retour de ces trouées est estimé entre 50 et

200 ans (Seymour et al. 2002). Résultant de la mort sur pied d'un arbre ou de la chute d'un seul ou d'un petit groupe d'arbres, elles permettent le maintien d'une diversité de conditions environnementales au sein d'un même peuplement, favorisant une grande variété d'essences d'arbres (Doyon et Bouffard 2009). Du point de vue de la sylviculture, la coupe de jardinage par pieds d'arbre ou par bosquet se rapproche du régime de trouées naturelles par la formation de petites trouées sous des intervalles de retour équivalents au temps d'une rotation de coupe (Seymour et al. 2002). Les chablis sont des perturbations de grande échelle impliquant la mort simultanée d'un grand nombre d'arbres groupés au sein d'une même zone et provoqués par des vents violents (tempêtes, ouragans, tornades, rafales) (Peterson et Pickett 1995, Seymour et al. 2002). Cette perturbation prédomine dans les forêts nordiques tempérées (Canham et al. 2001). Affectant une grande superficie de taille variable (entre 10 et 1000ha), les chablis forment une mosaïque complexe de sévérité au sein des zones affectées, modifiant l'ouverture de la canopée et la configuration du terrain résiduel (création de talus et exposition du sol minéral par déracinement d'arbres). Ces conditions uniques favorisent la germination de graines de multiples espèces, principalement intolérantes à l'ombre et exploitant le sol minéral mis à nu par les arbres renversés (Peterson et Pickett 1995). On suppose qu'elles affectent prioritairement les tiges de grande taille les plus exposées lors de l'épisode de perturbation, selon un effet « *top-down* » (Nolet et al. 2007). Du point de vue de la sylviculture, les chablis catastrophiques ressemblent à des coupes totales de petite superficie ou à des coupes partielles affectant une zone de grande envergure (Woods 2004). L'amalgame des conséquences de chacune de ces perturbations dans une échelle spatiale et temporelle variée permet de créer une mosaïque complexe de conditions de station et de régénération au sein des peuplements naturels (Woods 2004). Cependant, il ne faut pas trop simplifier en associant ces perturbations naturelles aux régimes de coupes dont les conséquences (retrait de biomasse, modification du terrain) sont très différentes (Seymour et al. 2002).

### 1.3. Aménagement écosystémique de la forêt feuillue tempérée

#### 1.3.1. Aménagement du bouleau jaune

Plusieurs indices suggèrent la présence d'un phénomène de raréfaction du bouleau jaune, au sein des érablières à bouleau jaune du Québec, résultant de trois facteurs principaux (Beaudet et al. 2004, Doyon et Bouffard 2009). D'une part (1), son historique d'écrémage par CDL sélectives successives, visant prioritairement les grosses tiges de qualité, ont diminué la quantité et la qualité des semenciers nécessaires à la régénération de l'espèce dans le paysage (Majcen, 2003, Beaudet et al. 2004). De plus (2), puisque ces CDL et plusieurs CJ par pied d'arbre récentes s'effectuaient



majoritairement en hiver, saison durant laquelle les débris ligneux sont recouverts de neige et où la perturbation du sol minéral est donc moindre, il y eu un effet simultané causé par le manque de création de microsites d'établissement favorables à sa régénération (effet du billot nourricier bloqué) (Majcen, 2003, Archambault et al. 2006). Finalement (3), on observe, depuis 1994, un phénomène naturel de dépérissement (« dieback », observation d'une première période entre 1932 et 1955), diminuant la proportion du bouleau jaune au sein des peuplements mixtes (Burns et Honkala, 1990). Plus récemment, l'application du jardinage par pied d'arbre fut défavorable au rétablissement de la régénération en bouleau jaune puisque ce traitement n'offre pas les conditions de lumière optimales essentielles à la régénération d'une cohorte de recrues significative (Beaudet et al., 2004). De fait, Beaudet et al. (2004) ont démontré que les conditions de lumière, 7 à 8 ans post-coupe, étaient si faibles que l'on observait une diminution du nombre de pousses d'érables à sucre (pourtant très tolérant). Qui plus est, on relève de plus en plus l'importance de la conservation du bois mort en vue de favoriser la régénération du bouleau jaune par le phénomène du billot nourricier et d'autres micro-sites d'établissement lui étant favorables (Beaudet et al. 2004).

### *1.3.2. Structure des peuplements*

La coupe de jardinage vise à préserver la structure inéquienne des peuplements naturels, afin de maintenir un couvert permanent et d'assurer les fonctions écologiques même au sein des forêts aménagées (Guillemette et al. 2009). Cependant, Angers et al. (2005) ont relevés certains problèmes relatifs à la nature (retrait des tiges) et l'importance des perturbations causées par l'aménagement (trouées 1% de la ST affecté, CJ environ 30%, CDL 30 à 60%). Ces disparités par rapport aux régimes naturels provoquent souvent une homogénéisation de la végétation au niveau des strates en régénération (ouverture synchrone de la canopée), limitant le recrutement d'individus se retrouvant sous cet important couvert fermé. De plus, l'aménagement modifie drastiquement la structure des peuplements récoltés par le retrait des tiges de gros diamètre (Angers et al. 2005). De fait, on reconnaît que l'historique d'aménagement intensif a provoqué la fragmentation du couvert forestier possédant de fortes surfaces terrières et la raréfaction des zones matures au sein des forêts (Doyon et al. 2009). Dans le cas des peuplements traités par jardinage, Doyon et Nolet (2007) affirment que : « pour une majorité de forêts en Outaouais, le jardinage qui y a été appliqué n'aurait pas permis de redresser les structures,

mais aurait plutôt rendu les forêts encore plus irrégulières (présence de creux entre les cohortes) ». De même ils relevaient aussi une forte diminution de la présence de gros arbres suite à l'aménagement (Doyon et Nolet 2007, Angers et al. 2005).

### *1.3.3. Importance du bois mort*

L'importance écologique du bois mort a été démontrée maintes fois au cours des dernières décennies (Angers 2009, Harmon et al. 1986, Maser et al. 1979). Plusieurs auteurs reconnaissent l'importance critique du bois mort dans (1) la dynamique de régénération des peuplements (Angers et al. 2009, Bauhus et al. 2009), (2) le relargage des éléments nutritifs au sein des peuplements (Harmon et al. 1986, Kankrina et al. 1999) et (3) le maintien d'habitat pour la faune forestière (Maser et al. 1979, Darveau et Desrochers 2001, Drapeau et al. 2009). Sa qualité est dépendante de la taille de la pièce morte et de son état de décomposition, garante d'une plus ou moins grande persistance dans l'écosystème, mais aussi de sa disponibilité totale, tant en volume qu'en quantité de tiges (distribution de tailles) (Harmon et al. 1986). Son recrutement et sa disponibilité dépendent principalement de la cause de mortalité de l'arbre, alors que sa qualité est fortement influencée par le climat, l'essence de l'arbre mort et son diamètre (Harmon et al. 1986, Brais et al. 2006). Les débris ligneux de forte taille sont ceux ayant la plus grande valeur écologique, puisqu'ils persistent plus longtemps dans les écosystèmes et peuvent donc servir à plusieurs communautés successives (Laiho et Prescott 2004, Cline et al. 1980). L'importance du recrutement de débris ligneux de forte taille a d'ailleurs été démontrée pour la régénération de plusieurs espèces compagnes, dont le bouleau jaune (billot nourricier) (Angers 2009). Le bois mort est aussi très important pour le recyclage/relargage des nutriments au sein des écosystèmes forestiers, et tout particulièrement dans les peuplements pauvres en nutriments (Kankrina et al. 1999). Cependant, il s'agit aussi du type le plus sensible à l'aménagement forestier, puisque la récolte forestière vise prioritairement les gros individus (CDL) et particulièrement les moribonds (CJ) (Harmon et al. 1986, Majcen et al. 1994). L'approche de contrôle de la structure inéquienne « BDq », principalement utilisée aux États-Unis, préconise l'utilisation d'un diamètre maximal (variable D de l'approche BDq) (Marquis, 1978). La récolte forestière a ainsi fortement modifié la dynamique de recrutement des débris ligneux, laissant en place des zones forestières déficientes en débris ligneux, dont les principales sources sont les apports synchrones à la récolte de résidus de coupe (Angers 2009). Doyon et al. (2005) ont démontré qu'après jardinage, bien que la quantité totale de débris ligneux soit la même qu'en forêt non-traitée, la taille et le degré de

décomposition plus faibles de ces derniers sont moins intéressants pour les fonctions écologiques habituellement jouées par ceux-ci. Le problème pourrait aussi s'aggraver en lien avec l'utilisation attendue de la biomasse forestière résiduelle comme source d'énergie (Doyon et Bouffard 2009).

### 1.3.4. L'importance de la qualité des tiges

La qualité des tiges est l'une des principales préoccupations de la foresterie de la forêt feuillue. De fait, la qualité des tiges résiduelles laissées après coupe influencera non seulement la qualité/vigueur du peuplement en régénération, mais aussi la qualité et le volume du bois produit lors de la prochaine coupe (Majcen et al. 2005). Dans une optique de développement durable, il est essentiel de laisser des tiges de vigueur et de qualité suffisante, afin (1) d'assurer une régénération continue d'individus de qualité au sein des peuplements, (2) de réduire la mortalité due au stress entre traitements et ainsi (3) d'optimiser les revenus associés à chaque coupe (Majcen et al. 2005, Doyon et al. 2009). Jusqu'à présent, deux systèmes de classification de la vigueur des tiges ont été proposées au Québec; soit les normes de vigueur des tiges (Majcen et al. 1990) et la classification de vigueur par les défauts des tiges MSCR (Boulet, 2007). La norme de vigueur des tiges de Majcen (1990) évalue la vigueur d'un arbre (risque de mortalité) et la qualité de la tige (qualité bois d'œuvre), dans l'optique d'assainir les peuplements résiduels (Majcen, 1990). La classification MSCR vise « l'assainissement des forêts en priorisant la récolte des arbres les plus défectueux et à risque de mourir (avant la prochaine récolte), selon une évaluation systématique de leurs défauts externes » (Boulet 2007). Cependant, cette norme n'évalue pas l'effet probable de la qualité des stations et des perturbations naturelles (tout particulièrement les chablis), résultant en une sous-évaluation de la mortalité au sein des peuplements même de bonne qualité (Forget et al. 2007, Nolet et al 2007). Ainsi, on vise systématiquement à augmenter les revenus de coupes ultérieures en augmentant la rentabilité de chaque arbre, augmentant de fait la marge de profit sur chaque activité de récolte, de même que la qualité du peuplement au fil de récoltes successives.

## 1.4. Écologie de l'Érable à sucre et du bouleau jaune

Section basée sur le document *Silvics manual volet II: Hardwoods (Burns et Honkala, 1990)*

### 1.4.1. L'érable à sucre (*Acer saccharum*)

L'érable à sucre se régénère par production sexuée de samares, ou par production asexuée de rejets de souches. Sa graine germe à 1 °C et son long radicule lui permet de traverser l'épaisse couche de litière végétale et de neige (lors de la fonte au printemps) pour atteindre le sol minéral. L'érable à sucre est très tolérant à l'ombre et pousse bien sous canopée fermée. Il peut s'installer directement sous le couvert forestier dans l'humus, sans perturbation. Il réagit très bien à l'ouverture de la canopée, mais

a alors des demandes en humidité plus grandes. Delagrange et al. (2009) ont démontrés que la réponse de croissance de l'érable à sucre dépends à la fois de l'intensité d'ouverture et de la richesse du sol.

La qualité des tiges d'érable à sucre dépend principalement des dommages reçus lors de sa croissance et résultent souvent simplement en une diminution de la qualité du bois. L'érable n'est pas très enclin aux infestations d'insectes, mais est affecté par certains défoliateurs, tel la livrée des forêts (*Malacosoma disstria* Hbn), menant à une réduction de sa croissance et à la perte d'une partie de son houppier. Le perce-pousse de l'érable (*Proteoteras moffatiana* Fernald) cause la mort de ses bourgeons terminaux et la création de fourche diminuant le volume de bois sciage. Le perceur de l'érable (*Glycobius speciosus* Say), dont les larves creusent des galeries dans le bois de l'érable, cause souvent une perte du volume marchand par coloration du bois et présence d'imperfections. Les maladies, telles les chancres causés par les ascomycètes (*Nectria spp*) ou les champignons provoquant la pourriture du cœur de l'arbre, tel l'armillaire couleur de miel (*Armillaria mellea* (Vahl) Kumm), provoquent des déformations et une coloration du bois diminuant sa qualité. Les blessures mécaniques lors de la récolte peuvent affecter la qualité du bois en causant, dans une période de 15 à 20 ans, la pourriture du bois et la perte de volume exploitable. Certains phénomènes naturels, tel le verglas, peuvent provoquer le même type de dégâts en causant le bris des branches menant à une pourriture du bois proche de la blessure.

#### 1.4.2. Le bouleau jaune (*Betula alleghaniensis*, Britton)

Environ 50% du volume de bouleau jaune de l'Amérique du Nord se retrouve présentement au Québec. Cette essence est considérée comme étant semi-tolérante à l'ombre et possède une forte réponse à l'ouverture de la canopée, en faisant une essence opportuniste de toutes les perturbations dégageant le couvert végétal. Sa germination (10 degré Celsius) et sa croissance nécessitent beaucoup de lumière et de nutriments, tel les conditions retrouvées suite à un chablis. Sa croissance est optimale suite à une ouverture récente de la canopée (45 à 50% post-établissement). Sa germination est avantagée par l'exposition du sol minéral. Sa régénération est fortement dépendante de la présence de bois mort (billot nourricier) lui fournissant des conditions favorables d'humidité, de température et de nutrition (Beaudet et Messier 1997, Beaudet et al. 2004). Delagrange et al. (2008) ont établi que la croissance du bouleau jaune suivant une coupe partielle était avantagée, mais observaient un effet de descente de cime pouvant en affecter la qualité.



Le bouleau jaune est très sensible aux blessures et aux infestations d'insectes et de pathogènes lorsque blessé, diminuant à la fois la qualité de son bois et ses probabilités de survie. Il est susceptible aux chutes par vents violents, sur sols mal drainés, et son écorce mince et ses branches fines la rendent particulièrement sensible aux engelures (principalement les jeunes individus de moins de 10 ans), au feu et aux blessures mécaniques. Sa coloration suite à une blessure est l'une des plus rapides dans les arbres feuillus à pores diffus. Il est très susceptible aux attaques des champignons de pourriture de la famille des ascomycètes. Les bouleaux jaunes sont aussi fortement attaqués par le perceur du bouleau (*Agrilus anxius* Gory, principal ravageur), et sont susceptibles à certains défoliateurs, tel la livrée des forêts.

### 1.5. Effets des coupes partielles à diamètre limite et de jardinage

#### 1.5.1. Croissance des arbres et rendements des peuplements

##### *Coupe à diamètre limite*

La coupe à diamètre limite favorise la croissance du bouleau jaune couplée et limite la croissance du hêtre à grande feuille, ce qui pourrait augmenter le rendement de la forêt en fonction d'une qualité des tiges accrue (Angers et al. 2005). De plus, l'ouverture de la canopée plus grande pourrait favoriser la croissance de l'ensemble des tiges recherchées, tel que mentionné par Beaudet et Messier (1998). Cependant, à moyen terme, la grande compétition verticale causée par la fermeture de la canopée (tel que sous structure bi-cohorte subséquentement générée par la CDL) limitera la disponibilité en lumière des tiges d'avenir (Dewasmes, 2006). Cela pourrait alors provoquer une réduction de la croissance des individus et une mortalité accrue des tiges n'arrivant pas à atteindre assez rapidement le haut de la canopée, causant une réduction du volume total de bois produit (Beaudet et Messier 1998).

##### *Coupe de jardinage*

Concernant la croissance diamétrale, Forget et al. (2007) ont démontré que, suite au jardinage, l'érable à sucre et le bouleau jaune avaient une croissance diamétrale annuelle respective de 2.8 et 3.6mm/an, correspondant à une augmentation de 44% et 45% par rapport à leur croissance en forêt mature, résultant principalement du dégagement de la canopée et de la compétition moins élevée

suivant la coupe. De plus, l'accroissement net après coupe de jardinage ( $0.35 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ ) est plus grand que celui observé en forêt mature ( $0.16 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ ) pour une diminution du couvert forestier de 20 à 30% (Bédard et Majcen, 2003). Ceci sous-entend donc un rendement forestier plus important après coupe de jardinage, puisque l'avantage net sur l'accroissement résulte des taux de mortalité inférieurs en coupe jardinage (Majcen et al., 2005). Cependant, le rendement réel en forêt publique pourrait être moindre qu'estimé par Majcen et al. (2005), tel que mentionné par Bédard et Brassard (2002), imputant des taux de mortalité post-coups supérieurs en placettes jardinées par les industries que dans les dispositifs de la DRF.

### *1.5.2. Qualité des arbres*

La qualité d'un arbre se définit selon deux principes différents, soit la qualité des tiges (volume de bois produit) et la qualité du bois (valeur du volume produit). La qualité des tiges dépend de la courbure de la tige, afin d'assurer une utilisation maximale du volume de bois par l'industrie du sciage. Elle dépend aussi de la vigueur de la tige, qui influence la quantité de bois dont la qualité est suffisante pour les divers domaines de l'industrie de transformation du bois. La qualité du bois est dépendante de la proportion d'aubier et de la vigueur de la tige (MSCR). L'aubier a une valeur ajoutée en fonction de l'esthétique du bois. Elle dépend de la vigueur de l'arbre en ce sens qu'un arbre malade (peu vigoureux) contient souvent des zones décolorées ou « tachés » de plus faible valeur commerciale. La proportion d'aubier est aussi dépendante de la croissance des tiges puisque Giroud (2005) a démontré que la proportion d'aubier d'une tige est proportionnelle à la hauteur de l'arbre et à la taille du houppier. Ainsi, plus une tige a une croissance rapide et un état de vigueur élevé, meilleure sera sa qualité.

### *Coupe à diamètre limite*

D'une part, l'ouverture plus grande de la canopée devrait favoriser la droiture des tiges en croissance et limiter les défauts liés au phototropisme. Cependant, selon Dewasmes (2006), la forte compétition horizontale entraînera la croissance de tiges hautes, mais minces, au risque de rupture élevé (perte de volume et plus grande sensibilité aux perturbations par le vent).

### *Coupe de jardinage*

Puisque la coupe jardinage vise en priorité les tiges défectueuses et de faible vigueur, on devrait normalement observer une augmentation de la qualité des tiges des peuplements traités comparativement aux peuplements naturels (Majcen, 1990 et Majcen et al. 2005). Cet effet sera d'ailleurs amplifié par la forte mortalité post-coupe des tiges résiduelles non vigoureuses (Bédard et Brassard 2002). Cependant, puisqu'il s'agit d'un régime causant un profil lumineux de perturbation récente (Beaudet et al. 2004), il est possible que la forme des arbres diminue le volume produit. En effet, l'orientation aléatoire du phototropisme des arbres peut entraîner la courbure du tronc, mais aussi

la formation de fourches problématiques (Dewasmes 2006). De plus, il y aura un risque plus grand, pour les jeunes tiges, de subir des dommages par diverses perturbations (chablis, insectes, gel), pouvant provoquer une baisse de la qualité du bois, par changement de coloration, ou une perte directe en volume de bois, par pourriture.

#### *1.5.3. Structure des peuplements*

L'érablière à bouleau jaune du Québec est une forêt à structure inéquienne (Majcen 1984). L'ouverture de canopée résultant de l'aménagement forestier modifie la structure verticale des peuplements en causant un fort recouvrement foliaire post-coupe au niveau de la strate herbacée pour la coupe à diamètre limite et au niveau de la strate arbustive basse pour la coupe jardinage (Angers et al. 2005).

#### *Coupe à diamètre limite*

Après la coupe à diamètre limite, le fort recrutement subi aura comme conséquence de changer la structure verticale diversifiée du peuplement en une structure à cohortes distinctes très denses (et sous forte pression compétitive), et se maintenant pendant longtemps par la suite (Angers et al. 2005). D'un point de vue de la structure diamétrale, cette forte compétition limitera aussi la dynamique des trouées naturelles, risquant alors de causer une homogénéisation de la végétation sous la strate de recrutement (Angers et al. 2005). Cependant, le retour du régime naturel de trouées et de mortalité après une période d'environ 30 ans assurerait le recrutement d'individus dans les strates basses, ramenant la structure du peuplement sous une forme inéquienne proche de l'état initial (Angers et al. 2005).

### *Coupe de jardinage*

La méthode de récolte de la coupe jardinage tend à conserver une structure de forêt inéquienne en imitant l'effet des trouées naturelles (Majcen et al. 1990). Cependant, la surface dégagée par jardinage dépasse largement celle des trouées en milieu naturels, passant d'une perte naturelle de 1 à 2% du couvert par année à un événement ponctuel dégageant environ 20 et 30% de la surface terrière (Bédard et Majcen 2003). Couplée d'une forte mortalité post-coupe des individus peu vigoureux, ce dégagement pourrait résulter en une surface terrière 17% inférieure à celle observée immédiatement après jardinage (Nolet et Bouffard 2005). Selon Nolet et Bouffard (2005), l'importante mortalité causée par les chablis (60% de la mortalité expliquée) chez les individus de fort diamètre isolés par la coupe, amplifie d'autant plus la fréquence et la taille des trouées. Cette mortalité et cette forte diminution de la densité du peuplement se répercuteraient au niveau de l'ouverture de la canopée, qui correspondrait alors au profil lumineux d'un peuplement récemment perturbé (Beaudet et al. 2004). Mis ensemble, ces facteurs résulteraient en une structure inéquienne plus ouverte et émincée, marquée par une forte diminution des tiges de fort diamètre et qui ne retrouvera jamais, sous régime d'aménagement, sa forme initiale (Angers et al. 2005).

#### *1.5.4. Bois mort*

Selon la dynamique naturelle de mortalité des arbres peu vigoureux ou surannés, le bois mort est généralement recruté en continu sous de multiples formes et à de multiples classes de diamètre (Angers 2009). Les débris d'arbres sénescents de fort diamètre, principalement recrutés en forêt non-aménagée, ont une grande valeur écologique et permettent le soutien de multiples espèces dépendantes, végétales ou animales, et ce à différents stades de leur transformation (chicot, débris) et de leur décomposition (Harmon et al. 1986). Le bois mort recruté naturellement forme des substrats de meilleure qualité que les résidus de coupes pour la régénération des espèces dépendantes en vue de leur plus longue persistance et des différentes étapes de leur transformation (Harmon et al. 1986). En effet, les résidus de coupes ont souvent une taille plus petite et un état de décomposition peu avancée, malgré une forte dégradation du bois (écrasement, etc.)

### *Coupe à diamètre limite*

La coupe à diamètre limite limitera la disponibilité et la valeur écologique des débris ligneux des peuplements en récoltant systématiquement la totalité des tiges de fort diamètre (Angers et al. 2005). De plus, les changements plus profonds d'environnement lumineux et spatiaux pourraient accélérer la décomposition des débris ligneux présents sur les stations récoltées (Angers 2009). Cependant, ce type de récolte affectera moins le recrutement continu du bois mort étant donné la conservation de l'ensemble des petites tiges (peu importe leur qualité). En effet et malgré leur petite taille, ces petites tiges moribondes ont un potentiel de recrutement en bois mort. À noter, la CDL sélective permettra de conserver certains individus moribonds de fort diamètre, puisque ce type de récolte vise principalement les individus de qualité. Cependant, les recherches récentes suggèrent que la CDL pourrait résulter à une raréfaction du bois mort et en particulier de la forme chicot, selon un processus « *top down* » de perte des grosses tiges moribondes (Angers et al. 2005).

### *Coupe de jardinage*

La coupe de jardinage limitera la disponibilité et la valeur écologique des débris ligneux en récoltant les individus moribonds, les industriels visant prioritairement les grosses tiges sénescents (Angers 2009). Ce régime de coupe tend aussi à synchroniser le recrutement des débris ligneux, par récolte ponctuelle des tiges défectueuses de toutes tailles, limitant à long terme le recrutement continu du bois mort (Doyon et al. 2005). De plus, l'utilisation de machinerie, écrasant ou déplaçant les débris ligneux, pourrait limiter leur disponibilité spatiale et accélérer la décomposition de ceux restant (température plus chaude à cause de l'ouverture de la canopée accélérera la décomposition des débris au sol) (Angers 2009, Krankina et al. 1999). Cependant, il est possible que la forte mortalité post-coupe des individus peu vigoureux en forêt publique cause un fort apport en débris ligneux à court terme. Par contre, la taille et le degré de décomposition de ces débris ligneux sont écologiquement moins intéressants que ceux retrouvés en forêt non-traitées, de même que l'on observe une raréfaction de certains types dont les chicots (Doyon et al. 2005).

## 1.6. Objectifs et hypothèses de travail

Le but de cette étude est de documenter et comparer les coupes de jardinage (CJ), les coupes à diamètre limite sélectives (S-CDL) et les coupes à diamètre limite non-sélectives (N-CDL) en raison de leurs effets sur la croissance et la qualité (défauts externes et coloration du bois) des tiges d'érable à sucre et de bouleau jaune et sur la structure et les caractéristiques du bois mort dans les peuplements traités.

À l'échelle de la tige, et pour des tiges d'érable à sucre et de bouleau jaune de taille différentes, notre questionnement scientifique vise à répondre aux éléments suivants :

1. *La croissance des arbres de taille et d'espèce semblables est-elle similaire selon le type de coupe utilisé ?*

H : En considérant le gradient de taux de prélèvement entre les différentes coupes, nous estimons que la croissance devrait être la plus importante suite aux CDL sélectives, suivit des CDL non-sélectives, dont le taux de prélèvement est légèrement inférieur aux S-CDL, et des CJ dont le taux de prélèvement est le plus faible.

2. *La prévalence de défauts externes des arbres d'espèce et de taille donnée est-elle similaire selon le type de coupe employé ?*

H : Considérant ses mesures d'assainissement des tiges de faible vigueur, la prévalence de défauts externes devrait être la moins importante suite à la CJ. Considérant que les dommages mécaniques seront plus importants avec un taux de prélèvement plus élevé, nous estimons qu'il devrait y avoir un gradient entre nos deux CDL résultant en plus de défauts en S-CDL (prélèvement le plus élevé) qu'en N-CDL.

3. *La coloration du bois des arbres d'espèce et de taille donnée est-elle similaire selon le type de coupe employé ?*

H : En regard de nos deux premières hypothèses, la coloration des tiges devrait être similaire entre les différents traitements. Nous considérons que la croissance plus élevée favorisant la production d'aubier en CDL sera mitigée par une probabilité de défauts mécaniques plus grande avec l'intensité de récolte (gradient de récolte entre S-CDL et N-CDL créé un rapport croissance/blessure similaire). Nous considérons que la croissance moins élevée en CJ



limitera la production d'aubier, mais que les mesures d'assainissement des tiges augmenteront la qualité initiale des tiges résiduelles.

À l'échelle du peuplement, du point de vue de la structure et du bois mort :

1. *La structure verticale de la végétation est-elle similaire en fonction du type de traitement employé ?*

H : La CJ devrait résulter en une structure favorisant le développement de toutes les strates verticales, alors qu'on observera une structure tronquée suite aux CDL, mieux développée dans le cas de S-CDL dont le temps depuis la coupe est plus grand.

2. *Le volume et la distribution des différents types de bois mort est-il similaire en fonction du type de traitement employé ?*

H : On suppose un plus grand volume de bois mort suite au CDL, en fonction de l'absence de mesures d'assainissement des peuplements permettant de conserver un recrutement plus important en bois mort provenant de tiges moribondes de gros calibre. Cependant, il devrait y avoir encore plus de bois mort en S-CDL, puisque sa méthodologie impliquait de laisser sur pieds les grosses tiges de faible valeur commerciale et que son temps plus long depuis la coupe a possiblement permis le retour des processus d'auto-éclaircie des tiges.

3. *Les caractéristiques de décomposition et de distribution en taille du bois mort sont-elles similaires en fonction du traitement appliqué ?*

H : on suppose des caractéristiques de bois mort plus avantageuses (bois mort plus gros, en état de décomposition plus avancé) en S-CDL, considérant la conservation sur pied de grosses tiges moribondes de faible valeur commerciale. La qualité du bois mort sera inférieure en CJ, puisqu'il y aura retrait de l'ensemble des grosses tiges moribondes en perte de valeur. N-CDL devrait résulter en une valeur intermédiaire entre les deux traitements causée par la perte des grosses tiges moribondes, mais le maintien des petites tiges de faible qualité.

## CHAPITRE II

### 20 YEARS EFFECTS OF PARTIAL CUTS ON GROWTH, STEM QUALITY AND WOOD QUALITY OF RESIDUAL TREES IN TOLERANT HARDWOOD STANDS

---



## 2.1 Résumé

La coupe de jardinage (CJ) est recommandée pour les peuplements inéquiens du sud du Québec. Cependant, elle n'offre pas les rendements espérés en forêt publique et se rentabilise difficilement vu la faible valeur du bois récolté (vise les tiges à assainir). La coupe à diamètre limite (CDL) fut la coupe partielle la plus pratiquée entre 1960 et 1987 dans les peuplements de feuillus durs. Cependant ses effets sur la structure et la productivité des peuplements sont mal connus et on lui attribue une mauvaise réputation (écrémage). Cette étude vise à comparer les effets à moyen terme (20-30ans) de ces coupes partielles sur la croissance et la qualité du bois et des tiges au sein d'érablières à bouleau jaune d'Abitibi-Témiscamingue. Nous avons échantillonné des tiges d'érable à sucre (Ers) et de bouleau jaune (Boj) de taille (DHP) comprise entre 10 et 60 cm dans des peuplements (n=15) traités par CDL dans les années 1980 (S-CDL, sélective) et 1990 (N-CDL, non-sélective) et par CJ dans les années 1990 (CJ). Nous avons caractérisé les défauts externes graves et analysé des échantillons de bois des arbres afin d'évaluer la croissance, la qualité des tiges et la qualité du bois (proportion du bois coloré). La croissance est plus élevée suite aux CDL qu'à la CJ, résultat d'intensité de récolte plus élevées. CJ ne provoque pas de réponse de croissance chez les tiges. N-CDL contient les tiges les plus défectueuses, résultat probable de blessures lors des opérations de coupes. La proportion de bois non-coloré au sein des tiges est similaire entre les traitements, résultat combiné de la croissance, de la qualité initiale des stations et de la qualité des tiges. Lorsque les conditions le permettent, la CDL serait une alternative intéressante à la CJ considérant ses taux de croissance plus élevés et la production d'une qualité de bois similaire. Cependant, des résultats mitigés sur la qualité des tiges et les défauts graves démontrent des lacunes sur l'évaluation de la qualité des stations et des modalités de récolte qui doivent être comblées. Nous proposons de varier les traitements de coupe afin de mitiger les impacts négatifs de l'application systématique d'un seul traitement. Nous proposons de pousser la recherche afin de découvrir le seuil de récolte provoquant une réponse en croissance suffisante chez les tiges à valeur commerciales.

## 2.2 Abstract

Selection cutting (SC) is the recommended partial harvesting regime in Quebec. However, treatment yield are lower for selection cuts in public forests than was estimated, and are financially unviable due to the low value of harvested products. Diameter limit cuts (DLC) were the most widely applied partial cutting regime in Québec's northern hardwoods between 1960 and 1990, although their effects on structure and productivity are unknown. This paper aims to compare the mid-term (20-30 years) effects of 3 partial cuts (S-DLC, N-DLC, SC) on tree growth and quality from sugar maple - yellow birch stands from Abitibi-Temiscaming. We sampled individual sugar maple (Sm) and yellow birch (Yb) stems for diameter included between 10-60 cm (DBH) from stands (n=15) harvested by DLC in the 1980's (S-DLC, selective cut) and 1990's (N-DLC, true non-selective DLC), and SC from the early 1990's. Severe external defects (tree quality) were characterized and wood analyses were done in order to evaluate growth and wood quality (proportion of uncoloured wood). Radial growth was higher following both DLCs than SC, resulting from higher harvesting intensities. Stem growth did not seem to respond to SC treatment. More severe external defects were observed following N-DLC than in other treatments, which presumably resulted from operational factors (wounds during harvest operations). Uncoloured wood proportions were similar between treatments, resulting from a combination of growth, site quality and stem quality. DLC may become an interesting alternative to SC in regards to higher growth rates and similar wood quality, when conditions permit. However, mitigated results on stem quality demonstrate the lack of data on initial site quality and operational factors which need to be assessed. We propose to vary treatment regimes in order to mitigate the negative impacts of successive and systematic application of a single harvesting regime. We also propose to evaluate the harvesting intensities necessary to induce growth response in commercial stems.

### 2.3 Introduction

Single tree selection-cutting (SC) is now the most widely applied harvesting regime in southern Quebec's hardwood forests (Bédard and Brassard, 2002; Bédard and Majcen, 2003). This treatment imitates the natural gap disturbance dynamics of unmanaged stands through the extraction of several single-tree openings of up to 30% of total basal area (estimated rotation: 25 years), thus maintaining an uneven-aged structure characteristic of unmanaged forests (Majcen, 1994). Selection cutting also aims to improve stand quality, by preferentially removing low vigor and defective trees (Majcen 1994; Majcen and Bédard 2003). However, these measures also result in lower economic yields because of higher operation costs and low value of harvested products (Bedard and Brassard 2002). Several authors have also observed heavy residual tree mortality during the first 10 years after treatment, which further lessens production yields (Bédard and Brassard, 2002, Forget et al. 2007). While some authors have associated high mortality rates to incorrect tree selection (Bédard and Brassard, 2002; Guillemette et al. 2009), others have attributed losses to a lack of initial stand quality assessment, natural disturbances and climatic effects (Nolet and Bouffard, 2005) and post-harvest stress accumulation (water, insects, etc.) (Angers et al. 2005, Hartmann, 2008). Stand management through dominant species block strategies and lack of knowledge on methods favouring growth of high value species growth, such as yellow birch (*Betula Alleghaniensis*, Britton) and red oak (*Quercus rubrum*), have reduced these species importance in residual stands (Majcen, 2003; Coulombe, 2004). The commercial value of many hardwood species also depend on wood coloration and aesthetics and overall external tree quality (Boulet, 2007). Dark wood coloration in sugar maple (*Acer saccharum*, Marsh) is considered a quality defect which degrades value, while yellow birch's red to pink coloured heartwood has greater value. Furthermore, in order to mitigate the impacts of multiple applications of a single harvesting treatment, some authors have suggested varying cutting practices, arguing that it could lead to product quality improvement and higher economical viability (Angers et al. 2005). Since the crisis in the Canadian forest sector began in 2006 and the world economic crisis in 2008, the economical viability of Québec's southern hardwood forest industry has been severely tested, thus urging us to explore economically viable alternatives to selection cutting.

Diameter limit cuts (DLC) have recently been proposed as an alternative to selection cutting (SC) in that they conciliate higher harvesting levels in a partial cutting regime. However, few studies actually evaluated the effects of diameter limit cuts on stem quality and growth (Doyon and Bouffard 2009). While SC aims to maintain uneven-aged stand structure and improve tree quality through stand improvement measures, DLC aims to harvest essentially every large tree (species specific diametric limit) in a stand in order to free up canopy space and release smaller trees. However, authors seldom

discriminate the difference between a true DLC and a selective “high grading” DLC. A true DLC aims to harvest every tree over a certain diameter independently of quality, while a selective “high grading” DLC aims to harvest every high quality large tree from forest stands, leaving degraded residual stands (Doyon and Bouffard 2009). Heavily practiced in the 1960-80 period, DLC was rapidly abandoned when it was recognized that forest companies were practicing a systematic high grading of the largest, high quality yellow birch stems, leading to degradation of stand structure and composition (Robitaille and Boivin 1987, Doyon and Bouffard, 2009). When applied in winter, as was often the case during this period, the treatment often led to poor birch regeneration in residual stands (Archambault et al. 2006), while multiple applications of this treatment lowered residual stands quality (Nyland, 2005; Kenefic et al. 2005). However, some authors suggested that single-entry DLC in specific conditions could have beneficial effects on species growth and promote regeneration of mid-tolerant species, especially for yellow birch, thus increasing residual stand value (Kenefic et al. 2005; Archambault et al. 2006). This idea was promoted in Raymond et al. (2009) which argued that single applications of an irregular structure shelterwood system treatment (CPIR), similar in some measure to DLC, could lead to improvement in overall stand structure and composition in harvested stands.

The objective of this study is to evaluate and compare the mid-term (20-30 years) effects of two diameter limit cuts (selective in the 1980's, and non-selective in the 1990's) and early 1990's selection cuts on individual (1) growth rates, (2) external quality and (3) wood quality of sugar maple and yellow birch stems in sugar maple/yellow birch stands of southwestern Temiscaming (Québec). These results will contribute to a better understanding of the effects of these different partial cutting treatments at tree scale, specifically concerning the effects of external and internal quality on the value of individual harvested pieces and timber volume production.

## 2.4 Methods

### 2.4.1 Study area

Sampling occurred from June to August 2009, in the Temiscaming region of south-western Québec, Canada (~ 46°35' N; 78°75' W, ~7 500 km<sup>2</sup>) (Figure 2.1). This region is situated in the western sugar maple/yellow birch bioclimatic domain, described by Robitaille and Saucier (1998). Regional climate is temperate continental (cold winters, warm summers) with a growing season of 170-180 days/yr, mean annual temperature of 2.5 to 5 °C and mean annual precipitations of 800 to 1,000 mm (23% as snow). Topography is characterised by large valleys and hills of low to moderate slope and a mean altitude of 325 m. 83% of the landscape is considered mesic, with soils characterised by superficial deposits of glacial till and lacustrine deposits that are generally thin in upper slopes and on summits but thick in valleys and slopes. Mid-slope positions are generally dominated by sugar maple accompanied by yellow birch and varying amounts of american beech (*Fagus grandifolia* Ehrh.), which is generally more present on dry sites (Robitaille and Saucier 1998). The most important regional natural disturbance regimes are (1) natural gap/mortality dynamics and (2) partial to catastrophic windthrow (Doyon and Bouffard, 2009), as witnessed by a major wind corridor incident in 2006 (Environnement Canada, 2006).

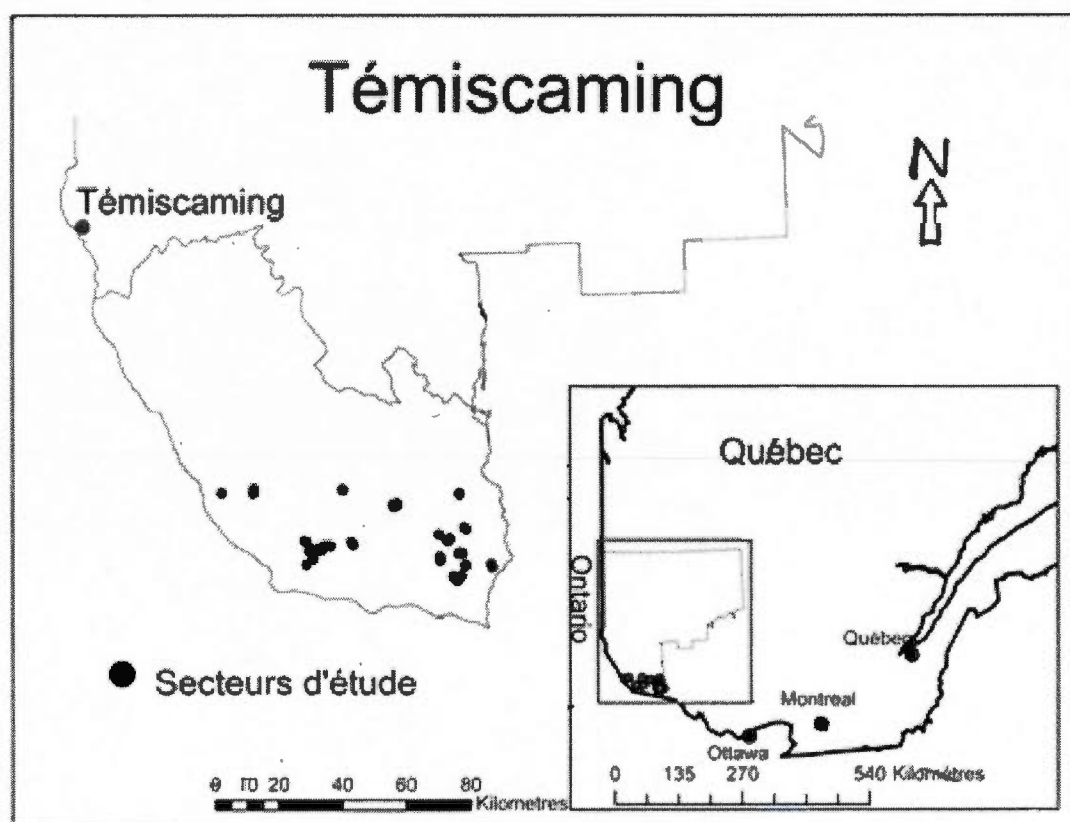


Figure 2.1: Map of study area showing location of sampling sites and localisation in the Temiscaming region in southwestern Québec, Canada.

#### 2.4.2 Site selection

Fifteen study sites were chosen from a pre-selection of 25 sites undertaken by Doyon et al. (2007, unpublished): five selection cuts applied from 1990-91 (SC), five unselective diameter limit cuts from 1988-89 (N-DLC) and five selective diameter limit cuts from 1979-81 (S-DLC). All sites were unaffected by major natural disturbances following treatments. To ensure comparability among sampled stands, Doyon et al. (2007, unpublished) did their pre-selection using the GIS database and aerial photography and considering three criteria: (1) a minimal treated area of 10 ha, (2) presence of treatment, confirmed by Québec's Ministry of Natural Resources and Wildlife (MRNF) 3<sup>rd</sup> 10-year inventory (MRNF 2003) and Tembec's forest inventory, (3) existing good quality aerial photography, covering the study area on a range from 10 years prior to treatment and up to a maximum of 2 years after treatment, to assess the percentage of cover reduction after harvesting and natural disturbances. Lack of precise harvesting plans and the presence of major wind and cold disturbances that occurred in the region in the past decade (2006 major windthrow and 1998 ice storm) made this pre-selection necessary in order to ensure that none of the selected sites were subject to major natural or anthropogenic disturbances following harvest. Further exploratory visits were then conducted to physically assess the compliance of study sites with these criteria, their accessibility and to confirm relative homogeneity of sites conditions (Bouffard and Doyon 2008). Presence of stumps was assessed within the vicinity of plot center. Following these pre-selective criteria, we selected the 15 most representative and accessible harvested stands among all 25 possible stands. In order to ensure site compatibility, total basal area and individual species basal area were sampled (Table 2.1). We argue that the quality of S-DLC sites was a bit better since we did not note the presence of american beech, an invasive species of sugar maple – yellow birch forest of Temiscaming.



Table 2.1: Total basal area ( $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$ ) of study sites by treatment in 2009. Individual species values noted for main species sugar maple, yellow birch and american beech, minor composition species grouped under other hardwood and softwood. Treatments: SC, 1990 selection cut, S-DLC, 1980 selective DLC and N-DLC, 1990 non-selective DLC.

Treatment	Study site	Sugar maple	Yellow birch	American beech	Other Hardwood	Softwood	Total BA
SC	101	5.3	0	7.5	8.0	6.0	26.8
SC	105	10.5	3.3	7.0	0	4.0	24.8
SC	106	8.5	2.0	7.5	0	4.0	22.0
SC	107	10.0	8.7	4.0	2.0	0	24.7
SC	108	15.3	2.0	3.5	0	0	20.8
S-DLC	8	17.0	2.0	0	0	0	19.0
S-DLC	9	14.5	4.0	0	2.0	2.0	22.5
S-DLC	12-A	10.5	3.0	0	6.0	6.0	25.5
S-DLC	12-B	15.5	2.0	0	4.0	2.0	23.5
S-DLC	15	17.0	2.0	0	0	0	19.0
N-DLC	16	17.0	2.7	5.0	0	0	24.7
N-DLC	21-A	8.0	3.3	6.0	2.0	4.0	23.3
N-DLC	21-B	14.3	3.3	2.0	4.0	0	23.6
N-DLC	24-A	4.5	0	8.5	5.0	4.0	22.0
N-DLC	24-B	4.3	0	12.5	8.0	0	24.8



### 2.4.3 *Treatments*

Selection cuts were conducted in 1990 and 1991, according to Majcen's (1990, as cited by Majcen, 1994) harvesting guidelines. No records were available concerning exact tree marking procedure or total amount of wood harvested. However, we assume harvest intensity to vary from 20-30% (max 35%, mean 25%) with a minimum residual basal area of about 16m<sup>2</sup>/ha, according to the MRNFQ's criteria (MRNF 2004; Majcen 1990). Planned rotation length was estimated at 20 years. There were specific guidelines considering snags or dead wood retention conservation measures.

We studied 2 diameter limit cuts: (1) selective (S-DLC) conducted between 1979 and 1981 and (2) non-selective (N-DLC) conducted in 1988 and 1989. Doyon et al. (2007) observed harvest intensities about 40% of forest cover for S-DLC and about 30% for N-DLC. S-DLC was considered to be a late high grading harvests aimed at large high quality yellow birch and sugar maple stems (Bédard and Majcen 2003; Bédard and Huot 2006). N-DLC was considered to follow minimum diameter harvest criteria indistinctive of tree quality, since ministry tree marking procedures were improved during the 1980's. No records were available concerning exact harvesting procedures or total volumes harvested (Doyon et al. 2007).

### 2.4.4 *Sampling design and data collection*

#### 2.4.4.1. *Sampling design and tree selection*

Study sites were sampled using four replicate plots located at the corners of a 100 m sided square centered on the site's GPS point and oriented on the north-south and east-west axes. Site centers were sometimes displaced to avoid zones recently (less than 1 year) disturbed by partial windthrow, flooding, etc. Sugar maple (Sm) and yellow birch (Yb) stems ( $10 \leq \text{DBH} \leq 60\text{cm}$ ) were separated into two DBH classes: small ( $10 \leq 30\text{cm}$ ) and large ( $31 \leq 60\text{cm}$ ). Size classes ensured a wider variety of sizes were covered through sampling procedures. One tree of each species and size combination was sampled in each plot based upon proximity to plot center within a 50m radius zone. Tree azimuth (Compass Sunto model KB-14) and distance to plot center (Haglof's Vertex III Rangefinder with a T3 transponder) were noted. Tree size was then measured at 3 heights: 1.30m (DBH), 3m and 5m. Considering the scarcity of yellow birch in some stands, large individuals are missing in six plots.

#### *2.4.4.2. Tree growth assessment*

Tree growth was evaluated using a dendrochronological approach (Speer et al. 2001; Boulanger and Arseneault 2004). For each tree, three (3) cores were sampled at DBH, each at a 120° angle from the others, one (1) at 3m and one (1) at 5m (5 core samples/tree). Samples were prepared using standard procedures (Swetnam et al. 1985). Dendrochronological lectures of tree ring width were made to a precision of 0.01mm using a 16x magnification device and a Velmex Quadra-check 10 measuring device (Velmex Inc., Bloomfield, NY, USA), coupled to a digital meter. Growth response was assessed on a time range of 10 years before treatment up to 20 years after treatment. To improve precision, we calculated the mean ring width of the 3 cores sampled at breast height for each corresponding years. Mean 20 year post-treatment growth rate (average growth response), periodic growth rate per 5 year post-treatment period (0-5 yrs, 5-10 yrs, 10-15 yrs and 15-20 yrs) and mean growth rate of all 10 years before treatment (initial growth), were calculated. We also calculated growth acceleration between periods.

#### *2.4.4.3. Wood quality assessment*

Wood quality was assessed as the proportion of uncoloured wood volume in each sampled commercial log (first 5 m). Using the truncated cone formula, total bole volume within the first 5m (excluding stump) of each tree was calculated by cumulating the volume of two height sections (1.3m to 3m and 3m to 5m). A correction factor was applied to diameter measures (1.3m, 3m and 5m) to account for the thickness of bark (section 4.5). The portion of uncoloured wood length of each core sample of a single tree was measured from the inner bark to the center (Velmex and digital meter). The mean of all three breast height cores was calculated. The uncoloured wood core length was subtracted from the corrected wood radius to establish residual (dark colored) wood radius, in order to calculate the total residual wood volume of each section. Uncoloured wood volume was then obtained by subtracting residual wood volume from total bole volume. Uncoloured wood volume proportion was then calculated as the proportion of uncoloured wood on the total bole volume.

#### 2.4.4.4. *Stem quality*

Stem quality was assessed using Boulet's (2007) guide of tree defects, recommended as the standard for tree vigour assessment in public forests for tree marking in partial cuts. Instead of classifying trees by vigor class as the MSCR procedure intends, we compiled every tree defect in order to build a cumulative table of severe defects affecting a single tree. Severe defects included the presence of any cracks, wounds, mosses, cankers, parasites and structural degrading factor (angle, shape) on any part of the tree (bole, stump, crown) that would classify tree vigour as M (high mortality risk before next cut) or S (risk of commercial volume decrease until next cut) in the MSCR procedure. We calculated and compared both the proportion of trees affected by severe defects in each site (% of overall 4 plots) and the frequency of severe defects affecting a single tree.

#### 2.4.4.5. *Data preparation*

The bark correction factor was calculated through measurement (using the Velmex and measuring device) of bark thickness on available samples. A regression of bark width to tree DBH by species was then calculated in order to obtain a mathematical relation between both variables. This mathematical relation was then applied to samples which did not contain complete bark in order to subtract bark thickness from their DBH measure, resulting in a corrected wood-only diametric measure.

#### 2.4.4.6. *Statistical analysis*

All results for statistical analysis are presented as the model estimated means, rather than raw data means. Statistical analyses were conducted using the generalized linear mixed model (GLMM) procedure from JMP 9.0 software (SAS institute, 2011), with site conditions as a random effect ( $\alpha = 0.05$ ). We assume that site non-measured quality related or unaccounted variance (local scale processes) are included in the random effect and therefore have an independent influence on our model's treatment response. Statistical transformations (log, arcsin) were applied when required to attain homoscedasticity and residue distribution normality. Post-hoc Tukey HSD was applied to determine pair differences when there was a significant difference treatment effect.

Mean growth was tested on the effects of treatment, species (Sm, Yb), DBH prior to treatment (referred as DBH for the following sections), initial growth and their interactions in an ANOVA (A). Species served to compare the individual performance of maples and birches. Initial growth ( $Gr_{(initial)}$ ) served to limit bias caused by diverging initial growth of some sampled trees. DBH served to correct data for the difference in performance between small and large stems, as revealed in the literature. Interactions determined if these factors significance varied for diverging species/DBH/treatment combinations.

In order to determine the time of response (response lag) and the duration of response (continuity through time) of trees to treatment, we separated growth into four 5 year post-treatment periods and built a second model to test the effects of treatment and time in a Repeated Measures ANOVA (B).

$$(A) \text{ Growth}_{0-20\text{yrs}} = \text{Species} + \text{DBH} + \text{Treatment} + Gr_{(initial)} + \text{interactions} + \text{site (random)}$$

$$(B) \text{ Growth}_{5 \text{ yrs period}} = \text{Time} + \text{Treatment} + Gr_{(initial)} + \text{interactions} + \text{site (random)}$$

The stem quality of sampled trees was assessed by analysing the proportion of trees affected by severe defects and the frequency of severe defects on sampled trees in an ANOVA to test the effects of treatment, species and DBH:

$$(C) \text{ Severe defect} = \text{Treatment} + \text{Species} + \text{DBH} + \text{interactions} + \text{site (random)}$$

The wood quality of stems resulting from each treatment, as expressed by the proportion of uncoloured wood volume, was tested for the effect of species, DBH, treatment and mean growth ( $Gr_{0-20}$ ) in an ANOVA model. Giroud's (2005) observation that uncoloured wood proportion was highly dependent of growth rates justified the addition of the mean growth factor:

$$(D) \text{ Uncoloured wood} = \text{Treatment} + \text{Species} + \text{DBH} + Gr_{0-20} + \text{interactions} + \text{site (random)}$$

## 2.5 Results

### 2.5.1 *Tree growth*

Mean radial growth rates for the 20 year post-treatment period were significantly different between treatments ( $P(F)$ : 0.0060) (Fig. 2.2). S-DLC showed higher mean growth rates than SC, while N-DLC showed an intermediate growth not significantly different from other treatments (Fig. 2.2). A detailed analysis of growth by 5 year periods revealed a similar difference in stem growth response to treatment through time for all periods except the initial growth period (Table 2.2, Fig. 2.3). S-DLC resulted in the highest mean growth for all periods, while N-DLC showed intermediate values not significantly different from S-DLC except for the 0-5 year periods (Table 2.3). SC showed significantly lower growth than both DLCs for all post-treatment periods (Fig. 2.3). Trees did not seem to respond significantly to SC, since all post-treatment periods growth rates were not significantly different than their initial growth rate (Fig. 2.3). Initial growth rates had a significant effect on the post-treatment radial growth ( $P(F)$ : <0.0001), meaning that better performing stems grew faster during the post-treatment periods. However, initial growth rates were not significantly different between treatments ( $P(F)$ : <0.6713), meaning that we are observing a direct effect of treatment on growth.

Species ( $P(F)$ : <0.0001), DBH ( $P(F)$ : <0.0001) and their interaction ( $P(F)$ : 0.0012) had a significant effect on mean growth for all periods (except species on the initial growth period, Table 2.3). Small trees grew faster than large trees; yellow birch showed higher growth rates than sugar maple and the growth gap between large and small birch stems was greater than observed between large and small sugar maple stems. Site conditions ( $P(F)$ : <0.0001) had a significant effect on all pre and post-treatment periods, revealing that climate and site quality affected sampled trees growth.

### 2.5.2 *Stem quality and external defects*

Treatment had a significant effect on the proportion of trees affected by severe defects ( $P(F)$ : 0.0108) (Fig. 2.4). N-DLC resulted in significantly higher proportions of trees affected by severe defects than S-DLC, while trees from SC showed an intermediate defect proportion not different from either DLCs. DBH also had a significant effect ( $P(F)$ : <0.0001) showing that larger stems were more affected by severe defects than smaller stems. Species and effects interactions were not significant.

The frequency of severe defects per stem was significantly different between treatments ( $P(F)$ : 0.0043) (Fig. 2.5). N-DLC resulted in trees containing significantly higher amounts of severe defect than SC

and S-DLC. Significant Species (P(F): 0.0271) and DBH (P(F): <0.0001) effects also showed that birches generally contain more defects than maples and that smaller stems generally contained less defects than larger stems. A significant treatment and DBH interaction (P(F): 0.0056) revealed that the gap in frequency of defects between large and small trees was more pronounced following N-DLC. Other interactions were not significant.

#### 2.5.3. *Wood coloration and quality*

Treatment did not have a significant effect on wood coloration (P(F): 0.6678) (Fig. 2.6). However, we observed significant effects of post-treatment growth (P(F): <0.0001) and DBH (P(F): <0.0001). Faster growing rates resulted in higher proportions of uncoloured wood in sampled trees (Fig 2.7), while larger stems generally contained less uncoloured wood than small stems (Fig. 2.8). Species and effects interactions were not significant.



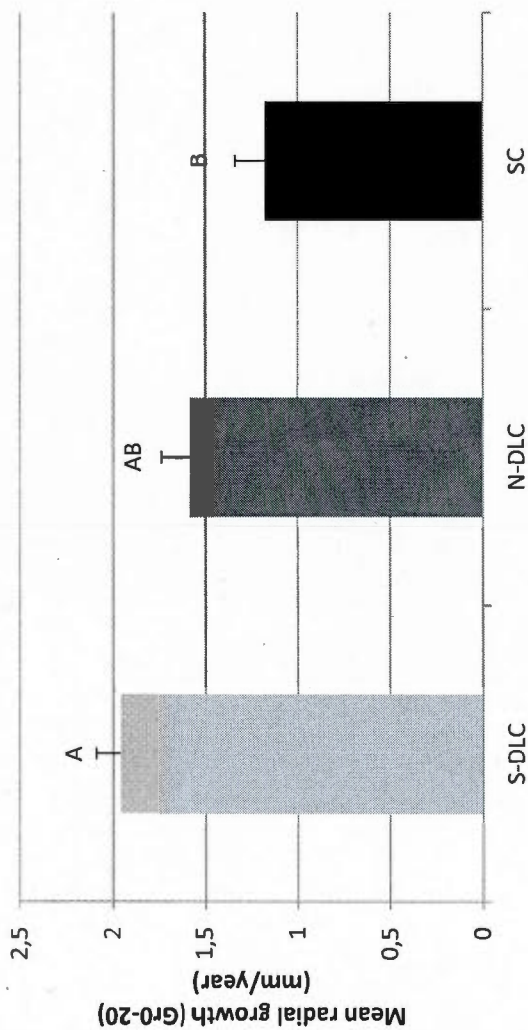


Fig. 2.2: Mean ( $\pm 1$  S.E.) 20 year post-treatment annual radial growth by treatment. Letters indicate a significant difference in a Tukey HSD comparison.  $p = 0.05$ .

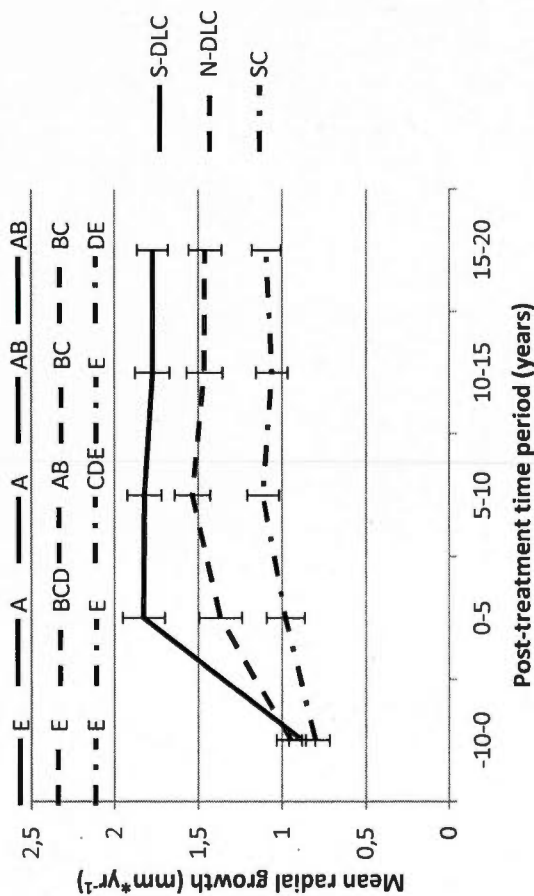


Fig. 2.3: Mean growth variation ( $\pm 1$  S.E.) before (-10-0 year) and after treatment by 5 years period in the hardwood forests of Abitibi-Temiscaming, Qc. Treatments: S-DLC = 1980 selective cut (high grading), N-DLC = 1990 non-selective cut (true DLC), SC = 1990 selection cut. Letters indicate a significant difference in a Tukey HSD comparison.  $p = 0.05$ .

Table 2.2: *P*(*F*) values of effects of period, treatment, species and DBH on tree growth in a repeated measures ANOVA.

Tested (effect/interaction)	Test (data log)	Prob>F
Model	Wilks' Lambda	<.0001
Period	F Test	<.0001
Period*Treatment	Wilks' Lambda	<.0001
Period*Species	F Test	<.0001
Period*Treatment*Species	Wilks' Lambda	0.0100
Period*DBH	F Test	<.0001
Period*Treatment*DBH	Wilks' Lambda	0.2313
Period*Species*DBH	F Test	0.5897
Period*Treatment*Sp*DBH	Wilks' Lambda	0.0931
Period*Site(Random)	Wilks' Lambda	0.0016

Table 2.3: *P*(*F*) values of the effect of treatment, species and DBH on tree growth per 5 year post-treatment period.

Time Period (effect/interaction)	-10-0	0-5	5-10	10-15	15-20
Treatment	0.6713	0.0190	0.0178	0.0165	0.0125
Species	0.0849	0.0122	<.0001	<.0001	<.0001
Treatment*Species	0.9486	0.8815	0.3429	0.6849	0.3315
DBH	<.0001	0.0162	<.0001	<.0001	<.0001
Treatment*DBH	0.2068	0.5339	0.8565	0.8474	0.3485
Species*DBH	0.0064	0.0143	0.0005	<.0001	0.0002
Treatment*Species*DBH	0.9961	0.4766	0.4326	0.5746	0.1795
Site(Random)	<.0001	<.0001	<.0001	<.0001	0.0001

Table 2.4: Radial growth rates ( $\pm 1$  S.E.) of sampled trees and treatments and from other studies for comparison.

Radial growth		initial growth (mm/yr)	10 yrs mean growth (mm/yr)	10 yrs growth increase (mm/yr)
Forget et al. (2007)	YB	1.4	1.8	0.4
	SM	0.9	1.4	0.5
Majcen et al. (2005) (all Sp. Included)	Max.	1.37	1.68	0.66
	Min.	1.02	1.41	0.04
Strong et al. (1995) (all Sp. Included)	DLC	-	2.29	-
	Med. SC	-	2.16	-
MRNFP (2003)	YB	-	1.5	-
	SM	-	1.5	-
Our study	S-DLC	$0.88 \pm 0.08$	$1.82 \pm 0.11$	0.94
	N-DLC	$0.95 \pm 0.09$	$1.45 \pm 0.12$	0.50
	SC	$0.80 \pm 0.08$	$1.05 \pm 0.10$	0.25
	YB	$0.92 \pm 0.03$	$1.62 \pm 0.05$	0.70
	SM	$0.83 \pm 0.03$	$1.23 \pm 0.04$	0.40

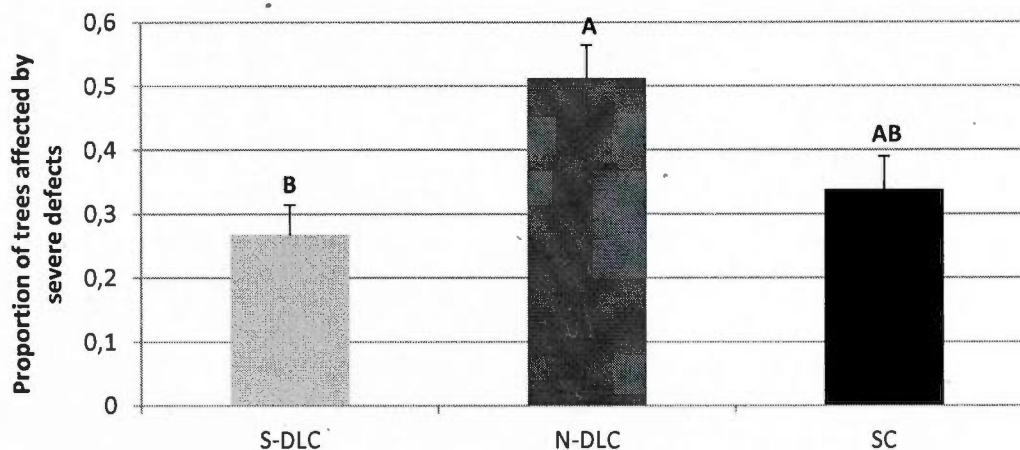


Fig. 2.4: Proportion ( $\pm 1$  S.E.) of trees affected by severe defects 20 years after treatments in hardwood forests of Abitibi-Temiscaming, Qc. Treatments: S-DLC = 1980 selective (high grading) cut, N-DLC = 1990 non-selective (DLC) cut, SC = 1990 selection cut. Letters represent significant difference by a Post-hoc Tukey HSD test,  $p = 0.05$ .

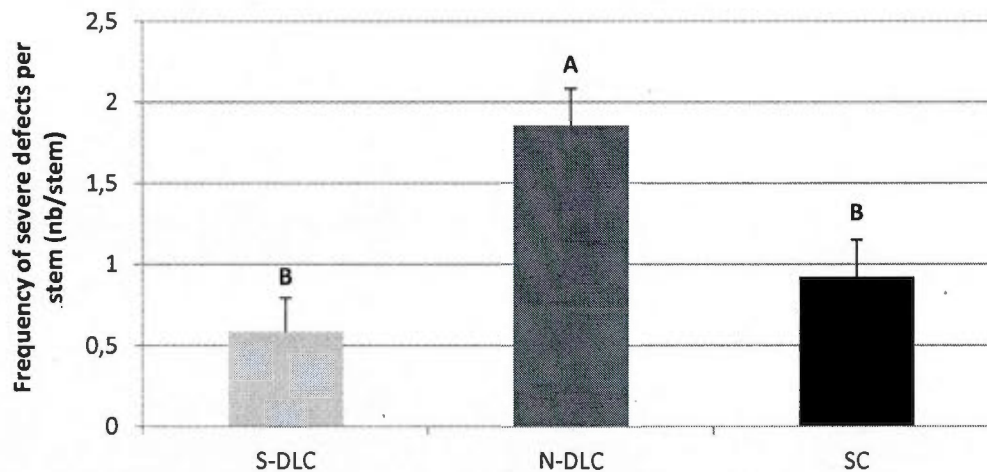


Fig. 2.5 : Frequency ( $\pm 1$  S.E.) of severe defects per tree (nb/tree) 20 years after treatments in hardwood forests of Temiskaming, Qc. Treatments: S-DLC = 1980 selective (high grading) cut, N-DLC = 1990 non-selective (DLC) cut, SC = 1990 selection cut. Letters represent significant difference in a Post-hoc Tukey HSD test,  $p = 0.05$ .

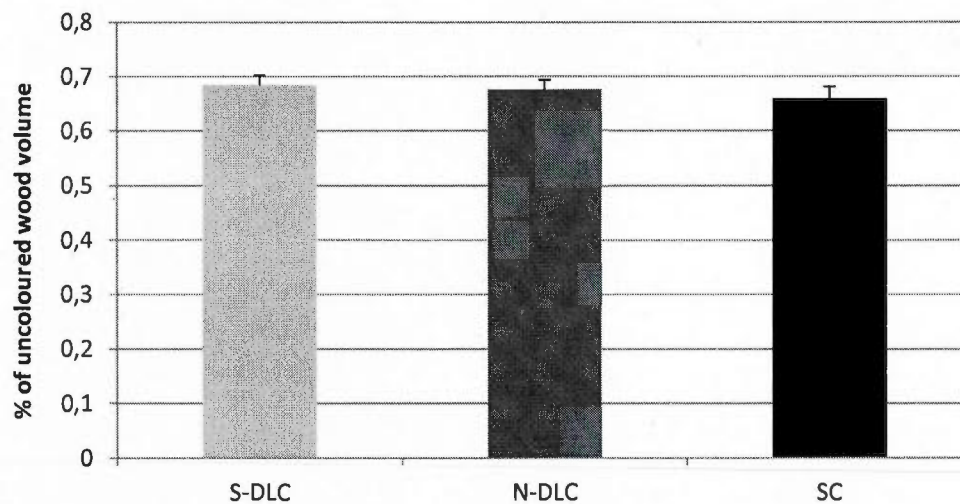


Fig. 2.6 : Uncolored (white) proportion ( $\pm 1$  S.E.) of wood volume in trees 20 years after treatments in the hardwood forests of Temiskaming, Qc. Treatments: S-DLC = 1980 selective (high grading) cut, N-DLC = 1990 non-selective (DLC) cut, SC = 1990 selection cut.  $p = 0.05$ .

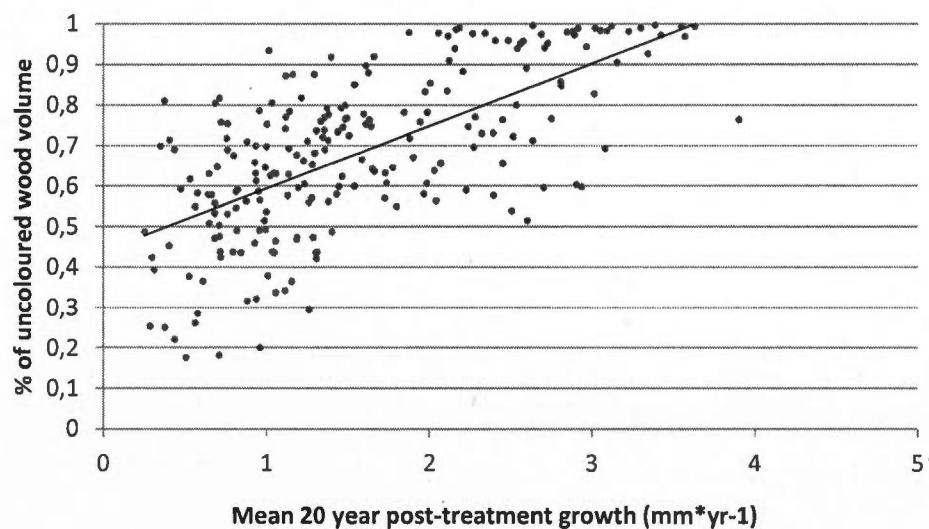


Fig. 2.7 : Linear regression of uncolored wood volume proportion in function of mean growth in trees 20 years after treatments in the hardwood forests of Abitibi-Temiscaming, Qc. Treatments: S-DLC = 1980 selective (high grading) cut, N-DLC = 1990 non-selective (DLC) cut, SC = 1990 selection cut.  $R^2$  44%.

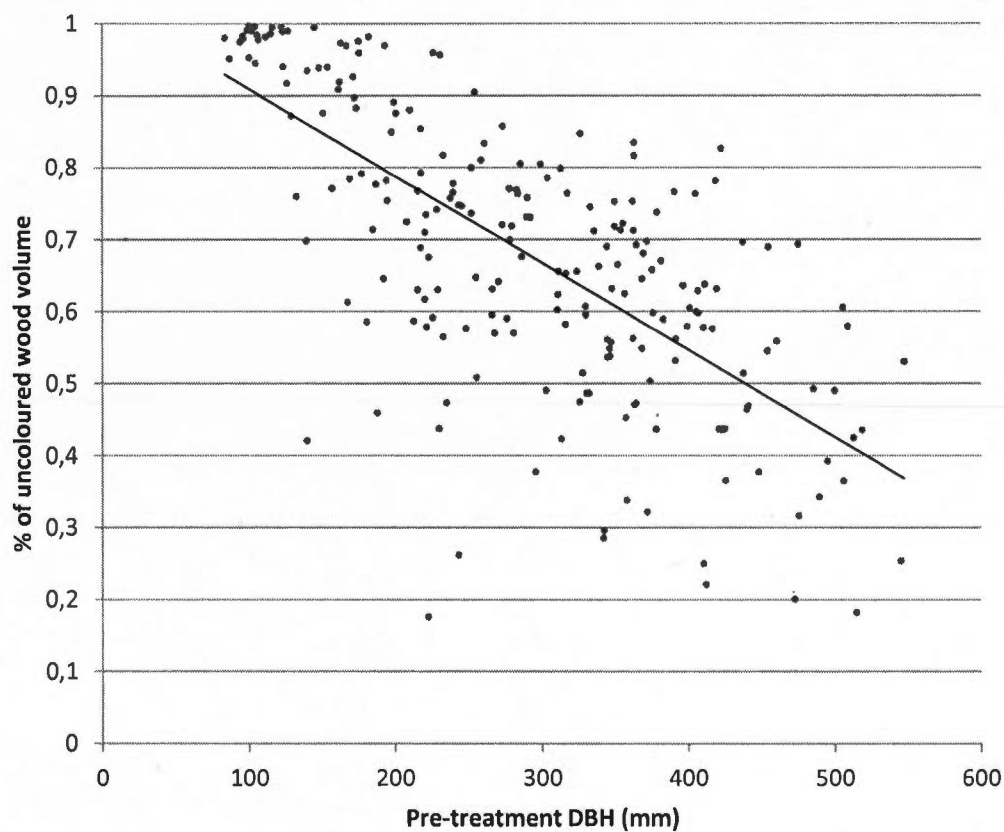


Fig. 2.8 : Linear regression of uncoloured wood volume proportion in function of pre-treatment DBH in trees 20 years after treatments in hardwood forests of Abitibi-Temiscaming, Qc. Treatments: S-DLC = 1980 selective (high grading) cut, N-DLC = 1990 non-selective (DLC) cut, SC = 1990 selection cut.  $R^2$  49%.



## 2.6. Discussion

### 2.6.1. *Tree Growth*

There is little published literature concerning tree growth following diameter limit cuts (N-DLC) and selective harvesting (S-DLC), since these treatments were hastily abandoned when their negative effects were exposed in Québec during the late 1980's and elsewhere in America and Europe. Higher harvest intensity in S-DLC resulted in the highest growth response, followed by N-DLC and SC. In fact, SC did not induce a significant growth response for the whole 20 years. Lack of response in SC was probably due to minimal change in light environment and species specific growth response (Bédard et Majcen 2003, Jones et Thomas 2004, Fournier et al. 2006). This was consequent to our observations on SC stand residual structure which was more globally covered (Chapter III). Stems from DLCs benefited from the synchronic high intensity canopy release inducing higher light and spatial environmental release (Kenefic et al. 2005). While expected, it was surprising to observe that a 10-15% difference in harvest intensity between DLCs and SC (S-DLC, 40%, N-DLC, 30% and SC, 25%, Doyon et al. 2007) resulted in growth rates 30-60% higher in DLCs. Therefore, there seems to be a canopy release threshold to respect in order to induce a growth response in stems from the maple-birch stands of Abitibi-Temiscaming.

Better site and climate conditions in S-DLC may have resulted in the higher growth rates observed for the first 5 years compared to N-DLC. Doyon and Bouffard (2009) observed that DLCs were generally applied to better quality stands, and then to lower quality stands as good stands became scarce. S-DLC sites harvested 10 years earlier would have been of better quality than N-DLC or SC sites. Although we recognise this chrono-substitution related problem, we argue that the random effect effectively corrects the majority of error it may have induced. Yellow birch higher growth response than sugar maple to light availability followed Beaudet and Messier (1998) and Forget and Nolet (2003) observations. Yellow birch, a less shade tolerant species, maintains a high growth rate under competitive pressure in order to attain the top of the canopy, resulting in higher growth response to light than maple (Beaudet and Messier 1998). Priority removal of large trees in DLCs (competitors of dominant trees) resulted in better light and spatial conditions necessary for diameter growth of large individuals from these species (Beaudet and Messier 1997). Therefore, large trees did not benefit much from the culling of smaller trees in SC, since they were already near canopy dominance and therefore didn't benefit much from these small gaps. Majcen et al. (2005) also did not observe significant growth response to treatment in trees with >29.1cm DBH. Fournier et al. (2006) observed that sugar maple growth response dramatically decreased with increased stem size, requiring higher change in light environment to react, which further confirms the harvesting intensity hypothesis. Fournier et al.

(2006) evaluated growth and damage response of sugar maple and american beech from sugar maple stands of the Great lakes/St-Lawrence region of Ontario, Ca. No literature was available to compare DLC results.

We found no significant difference in pre-treatment growth rates between treatments (Table 2.4). Initial growth rates values reported in Forget et al. (2007) were similar to ours for sugar maple, but a higher for yellow birch. Forget et al. (2007) evaluated the growth response and mortality of trees 10 years after selection cutting in the sugar maple/yellow birch domain stands of southern Québec taking into account the effects of climate and post-operation tree mortality. Majcen et al. (2005) obtained slightly higher growth rates than we observed following selection cuts. Majcen et al. (2005) studied hardwood stands from the southern portion of the Sugar maple/Yellow birch bioclimatic domain of Quebec in order to evaluate experimental selection cuts (10-15 years post-treatment) from the early 1990's (Majcen, 1990). In our case, lack of pre-treatment data prevents comparing pre-treatment and post-treatment basal areas. However, these results serve as indicators that our pre-treatment basal areas were similar to averages observed in these types of stands (near 24-26m<sup>2</sup>/ha, Forget, 2007, Majcen et al. 2005 and MRNFP, 2003).

Post-treatment growth was higher following both DLCs than SC, presumably as a result from the higher harvest intensities. In fact, SC did not significantly stimulate tree growth 20 years after treatment, revealing the importance of determining species specific threshold of minimum harvest intensity necessary to stimulate growth in partial cuts.

Comparison of post-treatment results with the predictive growth values (10 years post-treatment mean) from the Quebec ministry's 4<sup>th</sup> Forest Management Guide (MRNFP, 2003), used in management plans of sugar maple/yellow birch stands, reveals that growth rates were similar to the predictive values for yellow birch, but lower for sugar maple (Table 2.4). SC resulted in growth rates that were lower than those observed by Majcen et al. (2005). However, a more thorough application of treatment criteria in these experimental stands and higher initial growth values may have resulted in slight differences on growth of harvested trees and further treatment effects. Forget et al. (2007) observed higher growth rates for both species 10 years after selection cutting, possibly as a result of higher initial growth (Table 2.4). Evaluating 40 years of alternative partial cuts (3 SC and 1 DLC) in the northern hardwood forest of Wisconsin (USA), Strong et al. (1995) observed growth rates which were as much as twice as high following medium intensity SC (residual B.A. 17.21 m<sup>2</sup>/ha, similar to

our SC) than observed in this study (Table 2.4). This may be due to climate difference, since Strong et al. (1995) stands were situated in the Northern Lakes region, south of our study's stands.

For similar initial growth rates, S-DLC induced growth increase nearly 4 times higher than SC during the first 5 year period, while N-DLC induced growth increase nearly twice as that found in SC over a period of 10 years (peak at 20 years). Both DLCs maintained relatively stable growth responses over the whole 20 year post-treatment period, meaning that further growth response depend on local disturbances maintaining the stand's gap dynamic (death of low vigour trees, etc.). SC never induced a significant growth response to treatment over the course of 20 years, although it attained a growth peak at 10 years. These were principally a result of more intense canopy opening in DLCs resulting in greater change in the light environment than observed in SC. However, growth response was not in a linear relationship to harvest intensities, suggesting that the sites climate and initial conditions also have some influence. Initial growth values also had a very important effect on stems global performance, suggesting a very strong effect of the stands initial stems quality.

Comparison with literature reveals that Forget et al. (2007) observed growth increase in SC almost twice as high as ours, observing that treatment response to SC would occur during the first 2 years (5-10 years for yellow birch) (Table 2.3). Majcen et al. (2005) observed growth response intervals which were similar to our growth response values (Table 2.4). However, both studies observed much higher initial growth rates than ours, resulting in higher overall growth following SC in these studies. Our results also contradict those from Jones and Thomas (2004) who observed that all stems would respond to SC within the first 5 years post-treatment. Jones and Thomas (2004) studied the first 5 years response of sugar maple to selection cutting in the Sugar maple dominated stands of central Ontario. These results demonstrate the importance of perfecting knowledge on the effects of stands initial conditions and on the minimal harvesting threshold necessary to stimulate growth in commercial interest species.

#### 2.6.2. *Stem quality and external defects*

Stem quality results indicate that N-DLC generally resulted in a higher proportion of defective trees and in a higher number of defects per tree, while S-DLC and SC produced similar quality. This is presumably the combined result of operational factors, stand quality changes in the chronological sequence and absence of stand improvement measures within the N-DLC treatment. However,



operational factors and initial stand quality cannot be assessed since we lack data concerning stem quality and defects before treatment.

Comparison with observations from Strong et al. (1995) reveals a similar tendency for SC (medium intensity selection cut) resulting in better tree quality than N-DLC. This was expected considering that SC was the only treatment which implied stand improvement measures (Majcen 1994, Sendak et al. 2003, Strong et al. 1995). These results were also coherent with Woods et al. (2007) results in sugar maple/ yellow birch stands in the Nipissing and Ottawa valley region of central Ontario. They affirmed that damage was principally related to harvesting intensity and operational factors, which could explain the very high proportion of defects found in N-DLC stands. However, this conclusion contradicts our results, since S-DLC and SC produced similar stem quality for different harvest intensities. An important notion to introduce is therefore the relationship between time and stem quality, since S-DLC stands were harvested 10 years prior to SC and N-DLC stands. Yanai et al. (1997) observed higher quality in older stands as a consequence of natural self-thinning of lower vigour trees over time (competition and increased sensibility to disturbance). This was demonstrated in Sendak et al. (2000) which evaluated 40 years of partial cuts (6 different SC, 3 DLC and others) in northern hardwood forests of White Mountains in New Hampshire and observed that stem quality did not differ between SC and DLC treatments. Combining these observations leads us to expect defect mitigation through self-thinning mechanism over time in N-DLC. However, in another study, Sendak et al. (2003) evaluated the 40 years effect of partial cuts on quality as a proportion of cull trees (cull if less than half sound volume) in the Penobscot Experimental mixed hardwood/conifer forest of Maine. For similar initial cull % of stand volume, they observed that diameter limit cuts resulted in an increase of cull % of stand volume of 4%, while a 20 years rotation SC would result in a 5.2% decrease of cull, confirming N-DLC and SC results, but contradicting S-DLC results. This contradiction supports Doyon et al. (2007) observation that higher initial stand quality may also contribute to reduce post-treatment tree defects, since S-DLC was the only treatment which stands did not contain american beech. These results demonstrate clearly that knowledge of initial stand conditions, risks of damaging trees during harvest operations and the inclusion of stand improvement measures must be thoroughly analysed before attempting harvesting operations.

### 2.6.3. *Wood quality*

Lack of differences in the proportion of uncoloured wood in trees between treatments may be explained through variations in growth rates and tree defect (Stand improvement, initial stand quality and operational factors). We argue that DLCs would have presumably resulted in higher wood quality if the effect of higher growth rates were not offset by higher proportions of defects following N-DLC.

Giroud (2005) determined that age (thus size), growth (including silvicultural treatments enhancing growth), vigour (stem quality) and climate conditions affected heartwood/sapwood production. Larger trees tend to produce more heartwood, while faster growth limits its production, although the inverse has been observed for some species. Defective trees also tend to produce more heartwood and climate conditions affecting growth rates and stem quality (windstorms, icestorms, etc.) result in variations in heartwood production. The uncoloured proportion of bole wood volume is positively related to growth (Fig. 2.7) both both our species produced less heartwood with increased growth (Fig. 2.8). Lack of difference between SC and N-DLC may be the result of several factors. N-DLC had lower quality residual trees, but higher growth rates, while SC had more high quality residual trees, but lower growth rates. S-DLC produced the highest growth rates and trees of similar quality to SC, which should have resulted in a higher proportion of uncoloured wood. However, the 10 year interval between 1980's and 1990's treatments resulted in S-DLC stands being composed of slightly larger trees, which contain higher amounts of heartwood than smaller trees (Fig. 2.8). Therefore, our results suggest in accordance to Taylor et al. (2002) and Giroud (2005), that heartwood/sapwood proportions depends on the relationship between different combinations of growth/quality/age/species of trees post-treatment. This increases the importance of developing knowledge concerning stand improvement measures, canopy release/growth stimulation threshold and possible operational factor related defects.

## 2.7. Conclusion

This study aimed at evaluating the mid-term effects of partial cuts on (1) growth, (2) stem quality and (3) wood quality of post-treatment residual trees. Our results confirm that diameter limit cuts resulted in higher growth rates than selection cut. In fact, selection cuts did not induce a significant growth response in sampled species as a consequence of insufficient canopy release, raising questions on the reliability of this treatment in public forests in regards to the relation between canopy release and growth. Residual stem quality was lower 20 years after N-DLC than other treatments (S-DLC similar to SC), presumably from operational factors (mechanical damage), initial stand quality (S-DLC sites did not contain beech) and self-thinning over time. Wood quality was similar between treatments, presumably as a result of combined growth rates and stem external quality related interactions. Lack of data on initial stand conditions and harvest operations methodology were a challenge to this project as it increased uncertainty towards aspects of our model. There are also limits to our methodology involving chrono-substitution for S-DLC. We cannot fully ascertain the influence of initial site conditions on growth rates and on the resulting stems quality and wood quality. As consequence, it is difficult to extrapolate those results on the majority of forest treated by partial cuts.

These results reveal the importance of evaluating initial sites conditions and stem quality in order to estimate harvest outputs. Higher growth rates led to better quality (and therefore higher value) in woody pieces, since faster growing trees produced higher amounts of uncoloured wood. This growth/quality relation implies that a well applied DLC cut aimed at production would benefit both from faster residual growth and higher quality, thus increasing the value of harvested timber and reducing application costs. However, damage caused by harvest or natural disturbances may negate these advantages, demonstrating the importance of applying partial cuts with very high precautions in order to limit stem damage. Along with conclusions from Poupart Montpetit et al. (2011) (chapter III), this study reveals the importance of optimizing harvesting efforts by establishing clear timber production objectives, either on volume production and fast growth, or on stand improvement and tree quality. We recommend choosing management regimes which reflect either productivity or stand improvement objectives. Considering stems lack of response to SC, we recommend further analysis of species specific response to harvest intensity in order to establish response threshold to partial cuts for commercial species. This conclusion does not lead us to recommend the application of S-DLC in tolerant hardwood stands, rather than to better evaluate the effects of harvest intensity on growth response in order to adapt harvesting techniques to species response.



### CHAPITRE III

#### 20 YEARS EFFECTS OF PARTIAL CUTS ON VERTICAL STRUCTURE AND DEAD WOOD CHARACTERISTICS OF RESIDUAL TOLERANT HARDWOOD STANDS

---

### 3.1. RÉSUMÉ

Historiquement, la forêt feuillue tempérée Québécoise fut aménagée par la coupe sélective d'écrémage, laissant sur pied une grande quantité de peuplements dégradés. Afin de mitiger ces impacts, la coupe de jardinage (CJ) a été recommandée comme alternative dans les forêts publiques québécoises. Ce type de coupe conserve la structure inéquienne des peuplements and améliore la qualité des tiges résiduelles par l'application de mesures d'assainissement. Cependant, plusieurs études récentes ont relevé la dualité entre conservation des fonctions écologiques du bois mort and retrait des tiges de faible qualité par l'assainissement. En comparaison, une CDL bien appliquée pourrait constituer une alternative viable puisque ce type de coupe est indépendant de la qualité des tiges résiduelles. Cependant, On connaît mal les effets des coupes à diamètre limite (CDL) sur la structure and sur la dynamique du bois morts au sein des peuplements traités. Cette étude vise à comparer les effets moyens termes (20-30 ans) de 3 différentes coupes partielles, soit une CDL sélective effectuée en 1980 (S-CDL), une CDL non-sélective effectuée en 1990 (N-CDL) and une CJ effectuée en 1990 (CJ) sur la structure verticale and les caractéristiques du bois mort de peuplements résiduels d'érablières à bouleau jaune du sud-ouest du Témiscamingue. Nous avons mesuré les caractéristiques du bois mort (volume, taille, décomposition) par type (chicot, débris ligneux, total) and estimé le recouvrement foliaire vertical des peuplements ( $n = 15$ ) aménagés nos 3 types de coupe partielle (5/traitement). Nos résultats démontrent que pour un volume similaire de bois mort entre les 3 traitements, la CJ conserve une plus grande diversité de taille, de type and de degré de décomposition au sein des pièces de bois mort que les CDLs. Ce résultat suggère que la CJ permet un recrutement en bois mort plus continu que suite à la CDLs. Toutes les coupes partielles limitent l'abondance des chicots par rapport aux forêts naturelles. La structure verticale est équilibrée and diversifiée suite à la CJ alors qu'elle est irrégulière and tronquée suite à la CDL. La CJ correspondrait mieux aux objectifs de maintien d'une structure inéquienne and de maintien d'une plus grande diversité de types de bois mort. Ces résultats nous mènent à recommander de varier les traitements de coupe partielle and d'inclure des mesures de rétention des chicots au sein des plans d'aménagement afin d'en mitiger les impacts.

### 3.2. ABSTRACT

Historically, Québec's northern hardwood forests were managed through selective high grading, leaving large degraded forest stands. In order to mitigate these impacts, the application of the selection system (SC) was generalized. This type of harvesting preserved the uneven-aged structure of natural stands while increasing the value of residual stems values through stand improvement measures. However, recent studies revealed the duality existing between stand improvement measures aimed at culling low grade trees and the continuity of dead wood related ecological functions. As a partial cut, DLC could be proposed as an alternative since its harvesting procedures are independent of residual stem quality. However, the effects of diameter limit cuts (DLC) on these structure and dead wood characteristics are not well known. This paper compares the effects of 3 different partial cuts, a 1980 selective DLC (S-DLC), a 1990 non-selective DLC (N-DLC) and a 1990 selection cut (SC), on the vertical structure and dead wood characteristics of sugar maple – yellow birch stands from southwestern Temiscaming. We measured dead wood characteristics (volume, size, decay) by piece type (downed woody debris, snags and combined total) and estimated the vertical foliage cover of 15 stands (5/treatment). Results show that for similar dead wood volume, all treatments resulted in lower snag abundance than in natural stands. SC preserved a greater diversity of dead wood in terms of size, type and decay among dead wood pieces than DLCs. This result suggests that SC may result in a more continuous dead wood recruitment than DLCs. The vertical structure of foliage following SC was more evenly distributed and diversified than following DLC, which resulted in an irregular trunked vertical structure. Therefore, SC would better correspond to the objectives of sustaining uneven-aged stand structure and dead wood type and size diversity. These results lead us to recommend varying treatments and including snags retention measures in order to mitigate the observed impacts of partial cuts.

### 3.3. Introduction

Harvesting in Québec's northern hardwood forests prior to 1980 was mainly practiced through successive high grading, culling the largest and best quality trees. This led to the degradation of residual stand quality and modified stand composition and structure (Robitaille and Boivin 1987, Bédard and Huot 2006, Doyon and Bouffard 2009). To mitigate these impacts and ensure sustainable forestry regimes, research inspired by uneven-aged practices from Europe (De-Liencourt 1898) and the United States (Arbogast 1957, Solomon 1977, Crow et al. 1981) led to the application of single-tree selection cutting in Québec's hardwood forests (Majcen et al. 1990, Majcen 1994). To these authors, selection cutting implied stand improvement measures through priority removal of low vigour and low quality trees, resulting both in continuous wood output over short rotations (15-20 years) and higher residual stand quality, while maintaining an uneven-aged stand structure. However, recent concerns have been raised towards these stands ability to maintain ecosystem features in relation to human activity, forest management and natural disturbances (Seymour et al. 2002). These are especially important with regards to the effects of timber harvesting on dead wood dynamics (Angers et al. 2005, Doyon et al. 2005) and on residual stands vertical structure and associated dynamics (Crow et al. 2002, Angers et al. 2005, Doyon et al. 2005). Macarthur and Macarthur (1961) revealed the importance of a diversified forest structure, such as found in uneven-aged forests, in order to maintain a higher abundance and diversity of different ecological niches. Furthermore, while diameter limit cuts have historically been widely applied, they were rarely investigated, although recent findings state that their application could mimic medium scale disturbances such as partial windthrows (Woods 2004). Therefore, little data is available on the consequences of DLC on dead wood and vertical structure.

Many authors recognise the critical importance of dead wood quantity (volume, density) and quality (size, decay) on (1) stand regeneration dynamics (Angers et al. 2005, Vanderwel et al. 2006, Bauhus et al. 2009), (2) faunal, floral and fungal habitat (Harmon et al. 1986, Darveau and Desrochers 2001, Doyon et al. 2005) and (3) nutrient cycling in forests (Thomas et al. 1979, Cline et al. 1980, Harmon 2001). However, stand improvement measures of selection cutting aim to cull defective stems which can decrease the availability of dead wood resources. The preventive culling of unstable snags for workers security and fire risks (in dry periods), as well as dead wood degradation through harvesting operations (crushing, moving, tipping over) exacerbate dead wood rarefaction (Cline et al. 1980, Vaillancourt et al. 2008, Drapeau et al. 2009). Many studies have also revealed that SC resulted in fewer large living trees and defective trees than old-growth stands, decreasing dead wood recruitment and the abundance of associated organisms (Crow et al. 2002, Angers et al. 2005, Vanderwel et al. 2006). Doyon et al. (2005) also found much less snags following SC than in old-

growth forests. However, Doyon et al. (2005) suggested that the problem may be related to dead wood quality (size and decay) rather than dead wood quantity. Concerning DLC, Angers et al. (2005) argued that while it was initially tempered by a "dead wood flush" soon after harvesting, long rotations in DLC may contribute to re-establish the natural gap/mortality dynamics in these stands, therefore mitigating dead wood recruitment problems. However, little information is available on similar aged treatments, leaving uncertainty in the time related analysis of dead wood dynamics for both treatments. It has been observed that time since treatment has a major effect on dead wood quality and recruitment (Maser et al. 1979, Harmon et al. 1986). 30 year and longer term effects of DLC have been studied (Goodburn and Lorimer 1998, Angers et al. 2005), while 12 year and shorter term effects have been studied for SC (Angers et al. 2005, Doyon et al. 2005), leaving the 20 year period effects unknown for both treatments.

Selection cutting preserves the uneven-aged structure and some other old growth forests attributes (Majcen et al. 2005), which is considered ecologically closer to the gap phase regime observed in old-growth forests than other treatments (Seymour et al. 2002). However, major discrepancies can still be observed between managed stands and old-growth forests (Angers et al. 2005). While both selection cut managed and unmanaged forests resulted in an uneven aged diametric structure, Doyon et al. (2005) found that SC resulted in an equilibrated vertical foliage structure differing from old-growth forests which contained more cover in higher strata (more large trees) and less in lower strata. In contradiction, Angers et al. (2005) results showed that both management types (SC and DLC) resulted in an homogenisation of foliage cover just below the recruitment stratum, and that DLC's cover was mainly comprised of young and less dense trees than unmanaged forests. However, Angers et al. (2005) vertical structure compared DLCs twice as old as her SC treatment, raising concerns over the effect of time on canopy dynamics.

Considering the importance of these questions in order to attain sustainable forestry objectives and thorough completion of management evaluation, the objective of this study was to evaluate the mid-term (15-30 years) effects of early 1990's single tree selection cuts (SC) and two diameter limit cuts (1990's non-selective, N-DLC, 1980's selective cut, S-DLC) on (1) vertical foliage structure and (2) dead wood features of residual stands. We hypothesize that vertical structure will follow an irregular truncated vertical pattern following DLC (effect mitigated over time), while SC will result in a classical, yet less dense than old-growth forest, irregular structure. We further hypothesize lower recruitment of dead wood following SC (stand improvement measures) and continuous small dead wood recruitment following DLC. We anticipate that DLCs will lack large pieces due to priority culling of large trees.

### 3.4. Methods

#### 3.4.1. Study area

Sampling occurred from June to August 2009, in the Temiscaming region of south-western Québec, Canada (~ 46°35' N; 78°75' W, ~7 500 km<sup>2</sup>) (Figure 2.1). This region is situated in the western sugar maple/yellow birch bioclimatic domain, described by Robitaille and Saucier (1998). Regional climate is temperate continental (cold winters, warm summers) with a growing season of 170-180 days/yr, mean annual temperature of 2.5 to 5 °C and mean annual precipitations of 800 to 1,000 mm (23% as snow). Topography is characterised by large valleys and hills of low to moderate slope and a mean altitude of 325 m. 83% of the landscape is considered mesic, with soils characterised by superficial deposits of glacial till and lacustrine deposits that are generally thin in upper slopes and on summits but thick in valleys and slopes. Mid-slope positions are generally dominated by sugar maple (*Acer Saccharum* Marsh) accompanied by yellow birch (*Betula alleghaniensis* Britton) and varying amounts of American Beech (*Fagus grandifolia* Ehrh.), which is generally more present on dry sites (Robitaille and Saucier 1998). The most important regional natural disturbance regimes are (1) natural gap/mortality dynamics and (2) partial to catastrophic windthrow (Doyon and Bouffard, 2009), as witnessed by a major wind corridor incident in 2006 (Environnement Canada, 2006).

#### 3.4.2. Site selection

Fifteen study sites, located on mesic sites (mesic moisture regime and moderate to thick soils) using the records of the forest inventory database (MRNF 2003), were selected: five selection cuts applied from 1990-91 (SC), five unselective diameter limit cuts from 1988-89 (N-DLC) and five selective diameter limit cuts from 1979-81 (S-DLC). Each site had to cover a minimal treated area of 10 ha and possess good aerial photography coverage of study area for target time period. Although we could not obtain specific data on tree-marking and removal instructions, removal level was assessed by photo-interpreting pre- and post-harvest cover in the treated area (Doyon et al. 2007). Further field reconnaissance was conducted to confirm treatment applications (stump localisation) site accessibility and homogeneity of site conditions (Bouffard and Doyon 2008). These field visits also helped to ascertain the absence of disturbances subsequent to treatments (natural or anthropogenic) on the sites.



### 3.4.3. *Treatments*

According to the Ministry of Natural Resources and Wildlife (MRNF) instruction records, selection cuts between 1990-1991 period, were conducted according to Majcen's (1990, as cited by Majcen, 1994) harvesting guidelines. These guidelines assumed harvest intensity to vary from 20-35% of the basal area leaving a minimum residual basal area of 16m<sup>2</sup>/ha. Planned rotation length was estimated at 20 years (Majcen, 1994). At that time, there was no specific guideline aiming at retaining any form of dead wood or other specific habitat requirements.

We studied 2 types of diameter limit cuts (DLC): (1) selective (S-DLC, high grading) conducted between 1979 and 1981 and (2) non-selective (N-DLC, true DLC) conducted between 1988 and 1989. S-DLC aimed mostly at large high quality individuals of high commercial value species such as yellow birch for the veneer industry (Bédard and Majcen 2003, Bédard and Huot 2006). No records were available concerning exact tree removal instructions or total volumes harvested. Lack of authorities' control or volume restrictions at that time resulted in more variable removal levels in DLCs (Majcen 1994). In the early 1980's, the flooring market developed for sugar maple, initially a marginally culled species, resulting in the construction of a hardwood sawmill in the area. Technological improvements in Temiscaming's pulp mill permitted greater hardwood content in pulp, increasing the demand for low quality hardwood. We suppose that this higher industrial demand for hardwood species of any quality combined with the dominance of sugar maple in harvested stands led to DLCs which were much less selective in that period and that tree removal directives focused on minimum diameter harvest criteria regardless of tree quality. Doyon et al. (2007) revealed that forest cover removals from DLCs from that period were lower and much less variable than before. Therefore, these factors dictate our choice to consider 1990's period N-DLCs to be non-selective.

### 3.4.4. *Sampling design, data collection and statistics*

#### 3.4.4.1. *Sampling design*

Each study site was sampled in four replicate plots located at the corners of a 100m side square centered on the site's GPS point and oriented on the North-south and East-west axes. Site centers were sometimes displaced to avoid recently disturbed zones by partial windthrow or flooding.

#### 3.4.4.2. *Vertical structure*

Vertical structure was characterized by visually estimating the percentage of foliage cover within a 11.28m cylinder originating from the plot center for each of the following seven height/vegetation vertical strata: (1) mosses, (2) herbs, (3) low shrubs (0-1m), (4) high shrubs (1-3m), (5) low trees (3-10m), (6) medium trees (10-20m) and (7) high canopy trees (20m+). For each vertical stratum, the percentage of foliage cover representing the vertical projection of foliage was characterised using the following seven classes: 0-1%, 1-5%, 5-10%, 10-25%, 25-50%, 50-75%, 75-100%. To limit observation bias, the same person did all the estimations.

#### 3.4.4.3. *Live stems, snags and DWD*

Dead wood pieces (snags and downed woody debris (DWD)) generally present highly variable spatial distribution patterns (Harmon et al. 1986), resulting in low data precision. In order to simplify data collection and limit bias related to spatial distribution, dead wood pieces were sampled using the prism sweep method from Bebbier and Thomas (2003). A factor 2 prism sweep was used to tally snags, aiming at breast height, while DWD were sampled aiming at the center of the downed logs. Snags shorter than 1.3 m were also sampled at their center. Species (if possible), diameter (mm), length (cm) and decay class (Doyon et al. 2005) were noted for each tallied dead piece. Diameter was tallied using a calliper (mm precision) at breast height for snags or at the center for DWD. DWD length was measured with a measuring tape (cm precision), while snags height was estimated in meters (1/2 meter precision). Decay was assessed using 5 decay classes from Doyon et al. (2005) (similar to Maser et al. 1979): (1) fresh dead wood, (2) lightly decayed wood, (3) medium decayed wood, (4) advanced decayed wood, and (5) mineralizing debris (only DWD). We sampled live stem density using the same prism methodology as was applied to snags. Each selected stem was also measured at DBH using a caliper (mm) in order to establish the live stems distribution by size class among sampled stands and compare it to the dead wood (snags and DWD) distribution.

#### 3.4.4.4. *Data preparation*

The median percentage value of each vertical cover class was used to analyse the vertical cover profiles (i.e.: 25-50% class: 37.5%). Using Bebbier and Thomas (2003) methods, dead pieces central part volume was calculated with Hubert's cylinder volume formula using the central diameter and piece total length. Since only one measure was used to assess snags diameter, we also used

Hubert's formula in order to calculate snags volume, while recognising that this formula used on a breast height diameter (instead of central diameter) may result in a volume overestimation of snag volume.

#### 3.4.4.5. *Statistical analysis*

Comparisons of the 3 treatments for each tested variable were conducted using the generalised linear mixed model procedure (GLMM) from JMP 9.0 software (SAS institute, 2011), with site conditions as the random factor ( $\alpha = 0.05$ ). We therefore assume that site non-measured quality related or unaccounted variance (local scale processes) to be included in the random effect and therefore to have an independent influence on our model's treatment response. Statistical transformations (log, arcsin) were applied when required to attain homoscedasticity and residue distribution normality. Post-hoc Tukey HSD was applied to determine pair-wise differences when there was a significant difference treatment effect. Vertical cover profiles were tested to evaluate the effect of treatment with a MANOVA including all vertical strata, which was later refined by explicitly comparing each individual stratum with an ANOVA. Dead wood variables (volume, diameter and decay class by dead piece type (snags, DWD or both) were analysed to test the effects of treatment with an ANOVA. We also compared the size class distribution among decay classes and three biomass pools: live trees, snags and DWD. In order to do so, live trees and dead wood (snags, DWD) were grouped in three different size classes: Small (3.0-20.0cm diameter), Medium (20.1-40.0cm diameter) and Large (40.1+cm diameter). Relative density distribution in the three size classes, as well as by decay profiles among the three size classes were both tested using a MANOVA, in order to test the effects of treatment, biomass pool and their interaction.

### 3.5. Results

#### 3.5.1. *Vertical foliage cover*

Vertical foliage cover profiles were significantly different between treatments ( $P(F) < 0.0001$ ). SC' high canopy tree (20m+) stratum contained ~20% greater foliage cover than both DLCs ( $P(F) 0.043$ ). Moss, herbaceous and low shrubs (0-1m) covers were similar between treatments.

#### 3.5.2. *Dead Wood*

##### 3.5.2.1. *Volume and density*

Total dead wood volume did not differ between treatments ( $P(F) 0.783$ ) (Fig. 3.3). Neither DWD ( $P(F) 0.690$ ), nor snags ( $P(F) 0.275$ ) significantly differed between treatments, even if snag volume after SC resulted in almost double of what was observed in both DLCs (contrast not significant). Very low snag volumes (8-25 m<sup>3</sup>/ha) were observed in all treatments, to such extent that DWD accounted for ¼ of total dead wood volume (Fig. 3.3).

Comparing dead and live stem density across the three diameter classes by biomass pool revealed important differences in small snags density and biomass pool distribution (Fig. 3.4). The live stems density distribution was similar between treatments, recalling De Liocourt's (1898) uneven stem distribution. DWD density distribution was also similar between treatments (Fig. 3.4a). Snag density distribution was significantly different between treatments ( $P(F) 0.0011$ ) since there were no small snags following both DLCs (Fig. 3.4 b). S-DLC was the only treatment in which dead stems (DWD and snags) density distribution did not follow live stem distribution, as a result of very low densities of small DWD, small snags and medium snags, but a higher density of large snags than found in other treatments.

##### 3.5.2.2. *Size*

Mean DWD size was similar between treatments (Fig. 3.5). Snag size was similar between treatments ( $P(F) = 0.0517$ ) although they appeared larger following DLCs (Fig. 3.5). This presumably resulted from greater densities of smaller snags and DWD found in SC (Fig. 3.4a and 3.4b). Snags were generally ~10 cm larger than DWD.

### 3.5.2.3. Decay class

The mean decay class of DWD was significantly different between treatments ( $P(F) 0.0278$ ) (Fig. 3.6). Snag mean decay class was similar between treatments ( $P(F) = 0.1131$ ) (Fig. 3.6). DWD were less decayed (by around half a point) following N-DLC than SC, while S-DLC's intermediate mean DWD decay value was not significantly different from other treatments. The difference between N-DLC and SC is not due to size or density related effects, since DWD density distribution and size distribution were similar between these treatments (Fig. 3.4 and 3.5). Slight differences in snags decay presumably result from an effect of dead wood size, since mean snags decay follows the same pattern as mean snags size between treatments.

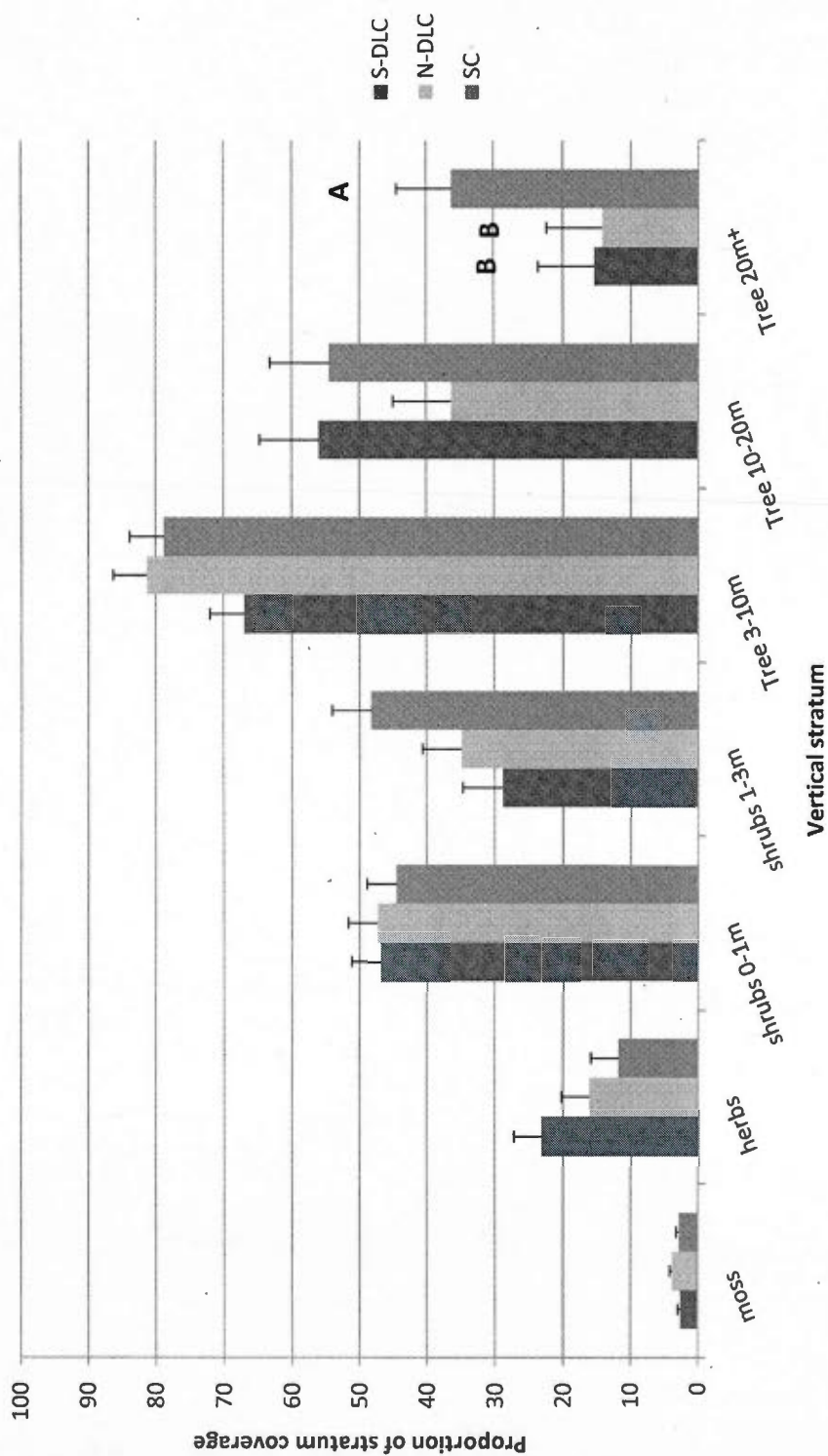


Figure 3.2: Mean ( $\pm$  S.E.) foliage cover (%) per vertical stratum 20-30 years after treatment in the hardwood forests of Temiscaming, Qc. Treatments: S-DLC = selective diameter limit cuts from 1979-81, N-DLC = non-selective diameter limit cut from 1989-1990, SC = selection cut from 1990-1991. Letters indicate significant difference between treatments in a post-hoc Tukey HSD.  $p = 0.05$ .



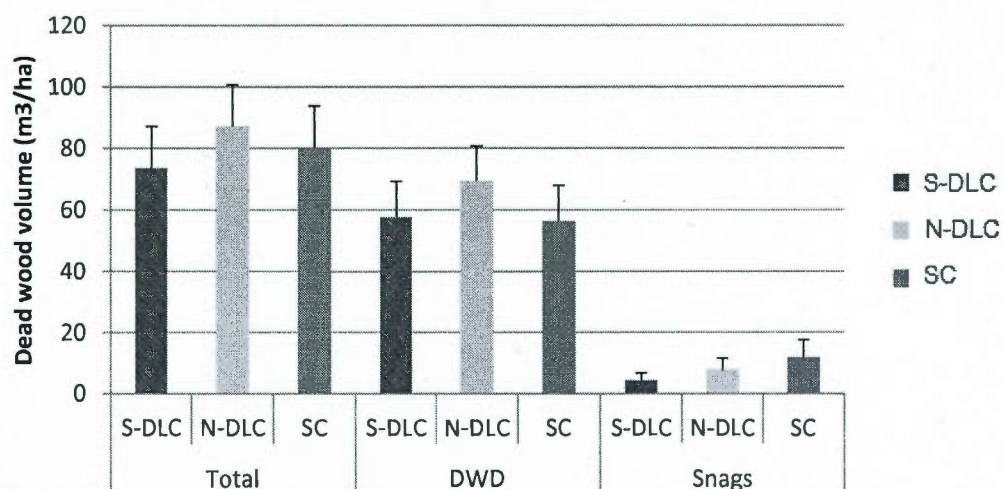


Figure 3.3: Mean ( $\pm$  S.E.) volume ( $\text{m}^3/\text{ha}$ ) of DWD, Snags and Total dead pieces 20-30 years after treatments in the hardwood forests of Temiscaming, Qc. Treatments: S-DLC = 1980 selective diameter limit cut, N-DLC = 1990 non-selective diameter limit cut, SC = 1990 selection cut.  $p = 0.05$ .

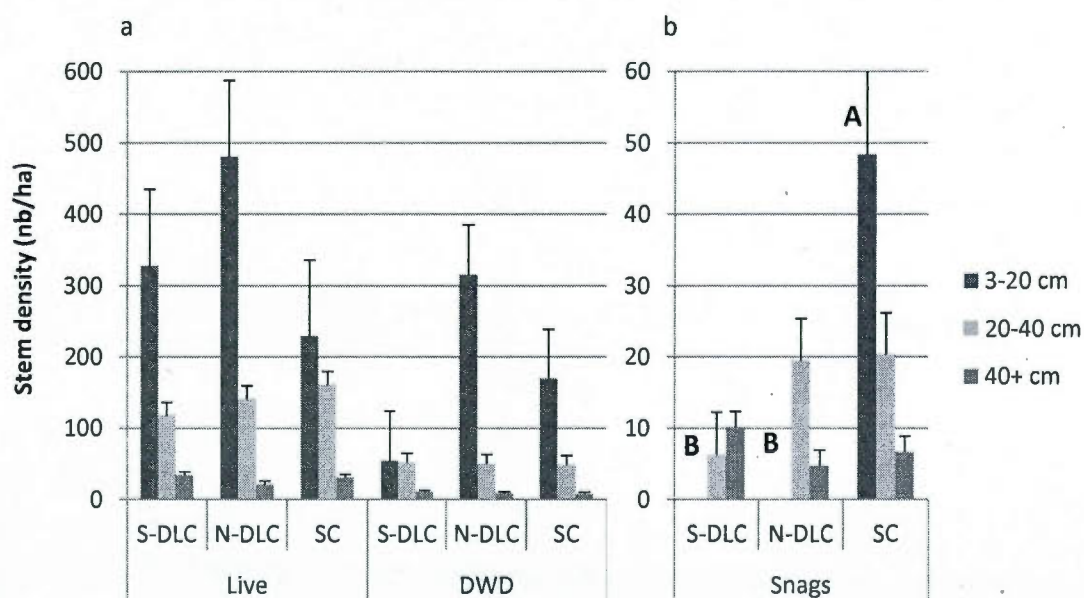


Figure 3.4: Mean ( $\pm$  S.E.) density ( $\text{ha}^{-1}$ ) of live trees (a), DWD (a) and snags (b) 20-30 years after treatment in the hardwood forests of Temiscaming, Qc. Treatments: S-DLC = 1979-80 selective diameter limit cuts from, N-DLC = 1989-90 non-selective diameter limit cut, SC = 1990-91 selection cut. Letters indicate significant difference between treatments in a post-hoc Tukey HSD.  $p = 0.05$ .

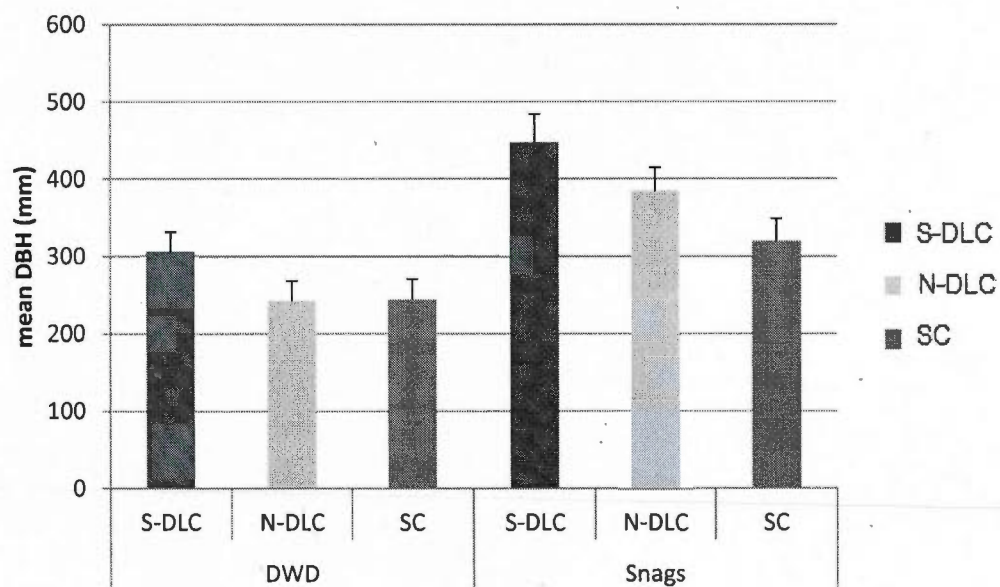


Figure 3.5: Mean ( $\pm$  S.E.) diameter (mm) of DWD and snags 20-30 years after treatment in the hardwood forests of Temiscaming, Qc. Treatments: S-DLC = 1979-80 selective diameter limit cuts from, N-DLC = 1989-90 non-selective diameter limit cut, SC = 1990-91 selection cut.  $p = 0.05$ .

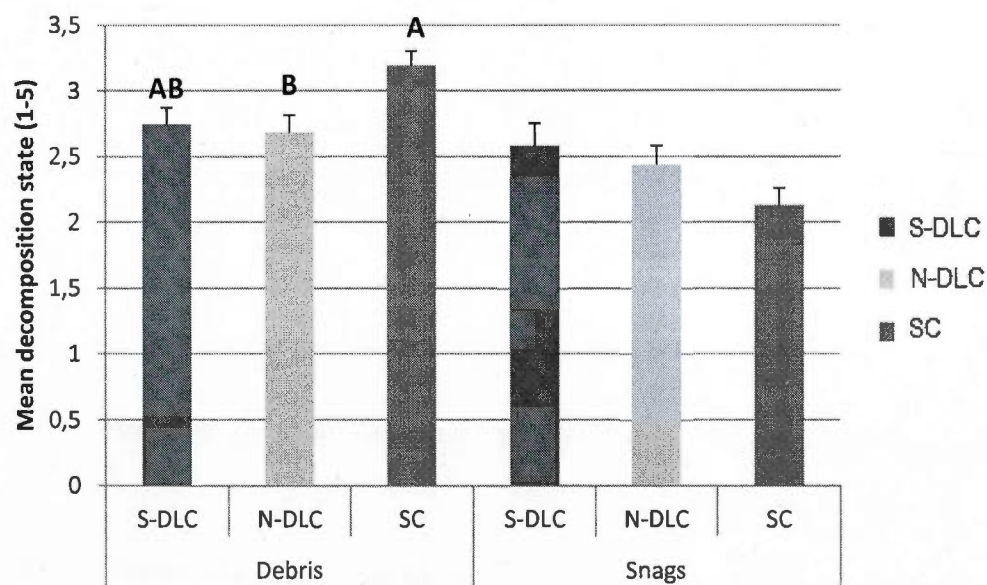


Figure 3.6: Mean ( $\pm$  S.E.) decay class of DWD and snags 20-30 years after treatment in the hardwood forests of Temiscaming, Qc. Treatments: S-DLC = 1979-80 selective diameter limit cuts from, N-DLC = 1989-90 non-selective diameter limit cut, SC = 1990-91 selection cut.  $p = 0.05$ .

### 3.6. Discussion

#### 3.6.1. *Vertical foliage cover profile*

After 20-30 years, stands treated by selection cutting maintain a more evenly distributed foliage cover and a more diversified vertical foliage structure than stands treated by diameter limit cuts. SC stands maintained similar or greater foliage cover in all strata (except herbs) than both DLCs, resulting in an overall greater global foliage cover following SC. Stands treated by DLC presented an irregular truncated vertical structure, in which most foliage cover was concentrated between 3 and 20m (3-10 m for N-DLC and 10-20 m for S-DLC). We found significantly greater foliage cover in the dominant tree (20+ m) stratum following SC than both DLC (Fig. 3.3). This is presumably the effect of harvesting the largest trees in DLCs since large trees crown compose the majority of the 20m+ stratum cover (Angers et al. 2005). This lack of dominant tree foliage cover raises concerns towards the ability of DLC to maintain and replenish large tree cover through ingrowth over a single harvest rotation since even the 10 years older S-DLC could not regenerate its dominant tree stratum (20 m+) to the level of foliage cover observed in SC. Furthermore, the observed differences in vertical structure patterns along with the similarity observed in the diametric distribution of live stems (Fig. 3.4a) raises concerns towards the ability to predict overstory complexity patterns using the diametric structure patterns.

Other studies support similar findings about DLCs resulting in truncated vertical foliage (Beaudet et al. 2004, Angers et al. 2005), while SC promotes a more diversified and evenly distributed foliage cover among all strata (Angers et al. 2005, Doyon et al. 2005). Angers et al. (2005), compared 12 years selection cuts, 28-33 years diameter limit cuts and unmanaged stands from the Sugar maple/Yellow birch forests of Outaouais (southern Québec). Angers et al. (2005) observed that foliage cover at the 2-5 m stratum was ~8% lower following DLC, which was similar to our observations for the 1-3 m stratum (though we did not observe a significant difference): They could not discriminate a difference in foliage cover between treatments for all higher strata (5-10m and >10m), which tends to contradict our results concerning a greater foliage cover following SC in the dominant tree stratum (20 m+). In fact, Angers et al. (2005) observed that these strata foliage covers were slightly higher following DLC than SC which further contradicts our results. We argue that these differences result from 2 factors, one being the difference in vertical stratum height classes used (>10 m v.s. 10-20 m and 20 m+) and the second being that their SC was evaluated 8 years earlier. We presume that Angers et al. (2005) could not discriminate the difference between the highly developed crowns of mature trees mostly found in SC and the less developed crowns of regenerating trees mostly found in DLC since both tree classes overlapped the >10m stratum. We also presume that Angers et al. (2005) 12 year old SC regenerating cohort was not as developed as the regenerating cohort found in our 20 year old SC, therefore resulting in lower foliage cover in observed

strata. Our results suggest that SC maintains a greater overstory structural complexity than DLC as observed by Angers et al. (2005). Doyon et al. (2005) evaluated the effects of 10 years selection cutting in the tolerant hardwood forests in an experimental forest of southwestern Québec. Doyon et al. (2005) observed similar results for most vertical strata, although its low tree layer (6-12m) cover (~40% cover) was half of ours (~80% cover). Since Doyon et al. (2005) evaluated SC 10 years earlier than ours, we presume that our regeneration cohort is more developed than his. Doyon et al. (2005) observed that the overstory structural complexity of SC stands was similar to the one observed in untreated forests. They also observed that this similarity was also found when they compared the horizontal heterogeneity index of SC stands and untreated stands. Greater complexity in the overstory structure and in the horizontal heterogeneity has been shown to support patterns of heterogeneous understory light and space availability conditions (Beaudet et al. 2004), which result in a patchier mosaic of understory vegetation (Crow et al. 2002). This would imply that SC may promote greater structural complexity than DLC which would allow preserving a greater biodiversity in treated stands. However, there exist a duality between the greater cover observed in the superior stratum of SC stands and the greater cover observed at the high shrubs (1-3m) stratum. As an explanation, Beaudet et al. (2004) found that selection cutting resulted in very heterogeneous light conditions similar to the large gaps dynamics (7-14% light availability) which would favor regeneration in SC stands as we observed. This regeneration pulse created would further close the canopy for underlying stratum resulting in very dark conditions near the forest floor (Beaudet et al. 2004). This would explain the low foliage cover of the herbs stratum of SC when compared to other treatments.

The simultaneous growth response of trees to DLC resulted in an irregular two-storied truncated vertical structure in which all small trees rapidly grow at roughly the same rate bringing the canopy closure to form a dense cover, suppressing the understory vegetation and reinforcing this irregular structure. The removal of all large trees through DLC produced large canopy openings which greatly reduced the high canopy (20m+) foliage cover since large trees crown compose the majority this stratum's foliage cover. This resulted in important changes in the light environment of lower strata, which presumably resulted in a growth pulse of young trees immediately below the harvested stratum during the following 20 years (Beaudet et al. 2004, Angers et al. 2005). Our results seem to confirm this hypothesis since both DLC's canopy rapidly close due to a concentration of foliage cover around 10 m following the initial growth pulse of trees. Angers et al. (2005) and Beaudet et al. (2004) observed a similar cover concentration following DLCs, suggesting that it may result in the inhibition of underlying growth. This inhibition hypothesis is also consistent to the slightly lower (difference not significant) cover values observed in our DLC's high shrubs (1-3 m) stratum (Fig. 3.3). Assuming the 10 years difference between N-DLC and S-DLC reinforces the above mentioned scenario since both DLCs vertical foliage structure showed a similar pattern. The only difference was in the distribution of cover of the 3-10m (10% more in N-DLC) and the 10-20m strata (20% more in S-DLC) resulting from the 10 years longer response period in S-DLC.



### 3.6.2. *Deadwood characteristics and abundance*

Results for dead wood variables revealed important differences between DLCs and SC with respect to dead wood distribution and quality characteristics. Partial cuts drastically reduced snags recruitment within harvested forests (only 20% of total dead wood volume). This was demonstrated by the fact that Doyon et al. (2005) found that snags density was almost 10 times higher ( $156 \pm 9$  snags/ha) in untreated forests than observed in our partial cuts. The density distribution of snags and DWD suggest a dead wood recruitment shortage during the 20-30 years period following DLC and a synchronisation of dead wood dynamics to harvest entries. Dead wood type and size class distributions suggest that dead wood recruitment is more continuous and sustains a wider variety of dead pieces (type and size) 20 years after SC. These differences raise questions towards the effect of treatment over the dead wood recruitment and pool translocation processes and their consequences on related ecological processes.

Dead wood volume was not significantly different between treatments. This lack of significant difference presumably results from the great spatial variability observed in dead wood dynamics and the persistence of old dead wood within forest ecosystems (Harmon et al. 1986). We observed higher snags volume following SC than after both DLCs, and a higher DWD volume following N-DLC (Fig. 3.4a). Higher snags volume in SC resulted from a high density of small snags which were completely absent from DLC stands (Fig. 3.4b). Since we observed a higher density of small DWD following N-DLC, we suspect a faster pool translocation of snags to DWD following DLC. Angers et al. (2005) observed important felling of snags during and soon after harvesting operations which would corroborate these observations. Furthermore, considering low growth response of trees (especially sugar maple) to SC observed in our previous chapter, we argue that the lack of sufficient growth stimulus may have resulted in a heavier death toll among small maples competing in the understory, which resulted in a higher recruitment of small sugar maple snags.

While all treatments resulted in a live trees distribution and a DWD distribution declining with size class, recalling De Liocourt's uneven-aged structure distribution (De Liocourt, 1898), only SC snags density distribution by size class followed such distribution. Both DLCs resulted in an absence of small snags. S-DLC also resulted in very low medium snags density and small debris density. These results surprisingly contradict those obtained by Angers et al. (2005) who found that dead wood rarefaction following DLCs would tend to be a top-down process starting with large pieces down to small ones. Our results were in the range of values observed by Goodburn and Lorimer (1998), Doyon et al. (2005), Angers et al. (2005) and Vanderwel et al. (2006) (Table 3.1). Goodburn and Lorimer (1998) studied cavity trees and coarse woody debris in 8-15 years SC stands, 65-75 years DLC stands and old-growth stands from the hardwood forests of Wisconsin. Vanderwel et al. (2006) made simulations on dead wood and growth in the Sugar maple/Yellow birch forests of southern Ontario. DWD volumes after DLC were higher than those

found in Angers et al. (2005) and Goodburn and Lorimer (1998). Both studies found similar DWD volumes, although Goodburn and Lorimer (1998) studied cuts ~40 years older than Angers et al. (2005). Goodburn and Lorimer (1998) results seem to support the hypothesis of a DWD recruitment shortage over time and a synchronisation of DWD recruitment with harvesting activities. Snag volumes and densities were much lower than observed by other authors (Table 3.1). However, we argue that the amounts of small snags found in Angers et al. (2005) and Goodburn and Lorimer (1998) DLC stands and in Doyon et al. (2005) SC stands were very high. Doyon et al. (2005) observations probably result from the very recent mortality pulse of small trees following the recent application of SC treatment (10 year period). Angers et al. (2005) results suggest that their 30 year old DLC's small tree cohort may have started to undergo self-thinning, resulting in very high snags recruitment compared to our treatments. Contrary to our findings, Goodburn and Lorimer (1998) and Angers et al. 2005 observed higher density of snags following DLC than SC as a result of comparing DLCs to much younger SC treatments. We argue that small trees may have started to undergo self-thinning among both author's small trees cohorts, especially in Goodburn and Lorimer (1998) older DLC (65-75 years old). These arguments would therefore support the hypothesis of a snags recruitment shortage over the 20-30 year period, although this shortage should be temporary for small stems and small snags recruitment may continue after a longer period. However, this raises concern towards the ability to maintain large snags and DWD recruitment in harvested stands, since the repeated culling of large trees in DLC may ultimately result in a top-down rarefaction of dead wood.

Our dead wood size analysis confirms the hypothesis of a bottom-up rarefaction of dead wood and the synchronisation of mid-term dead wood input to harvest entries following DLC. Dead wood size was strongly related to the density by size class distribution of dead wood (Fig. 3.4). SC contained small snags which were absent from DLC, resulting in lower mean snags DBH in SC. N-DLC contained more medium snags but fewer large snags than S-DLC, resulting in lower mean snags DBH in N-DLC. This effect of density was similar for DWD since there were less small debris following the 30 years S-DLC than following the 20 years N-DLC and SC, which raises concerns towards time-related rarefaction of dead wood following DLC. We observed larger DWD and snags than were observed by Angers et al. (2005), Doyon et al. (2005) and Goodburn and Lorimer (1998). We argue that this was the result of higher proportions of small dead wood among their density distribution as discussed earlier along the fact that most authors studied SC which were 10 years younger than ours.

20-30 years after treatment, decay patterns suggest that dead wood recruitment dynamics may be temporarily synchronised to harvest entries following DLC, while they seem to sustain a continuous input following SC. DWD decay was higher in SC than in N-DLC, while S-DLC showed an intermediate value. Snags decay patterns seemed to follow the density distribution of snags among each treatment since S-DLC contained both the largest and most decayed snags, while SC contained both the smallest and less decayed snags. These decay patterns presumably result from the combination of 2 effects. First, the faster



translocation of necromass pool of small stems in DLC reduced the decaying time of snags before falling, resulting in small DWD which were less decayed than in SC. Second, the degradation of dead wood by crushing and skidding operations may have had a more important effect in DLC stands, resulting in the rapid degradation of existing dead material, only leaving what was recruited punctually through harvesting (Thorpe et al. 2008). The similar decay state of debris and snags following DLC also supports the hypothesis that they all come from the same recruitment pulse following harvesting. On the opposite, DWD were much more decayed than snags following SC, suggesting that the dead wood input is more continuous and that the necromass pool translocation follows a pattern which is closer to the natural death and decay dynamics observed in old-growth forests. However, it is difficult to fully assess these patterns since dead wood decay depend on multiple factors such as dead piece size, climate, specific species decay resistance, colonising decaying organism type and mortality cause (Garber et al. 2005, Franklin et al. 1987).

The bottom-up rarefaction of dead wood following DLC suggest that dead wood recruitment 20-30 years after DLCs may temporarily depend exclusively on synchronic anthropogenic source in a continuous harvesting scenario. In comparison, SC helps to preserve a continuous output of a greater variety dead wood, since it was the only treatment which contained fresh small snags. These may partly be explained by considering the high variability among dead wood processes in forests (Harmon et al. 1986). Furthermore, we argue that Bebbier and Thomas (2003) prism sampling method requires much more sampling points than were assessed in this study in order to mitigate the variability observed in our results.

Further investigation would be necessary concerning the consequences of our partial cut treatments over the ecological processes of harvested stands. We cannot fully discriminate if the snags from our treatments come from a dead wood pulse following harvest entries or if there is a continuous recruitment of dead wood through time. As mentioned, the rarefaction of snags 20-30 years after DLC may result from a decrease in self-thinning during the regeneration period of small stems cohorts, thus we would expect self-thinning to continue in the near future. Another possible hypothesis to the observed recruitment patterns would consider the structural integrity of highly defective stems. As mentioned by Boulet et al. (2007), the wood of highly defective stems is subject to volume loss and may decay while still alive (loss of volume and density). This affects the structural integrity of defective residual trees making them more vulnerable to tipping or breaking (Boulet et al. 2007). Therefore, highly defective stems found in N-DLC (chapter II) may explain why most dead wood tend to be recruited as DWD, since these defective stems may not be stable/dense enough to support themselves. However, this is only an hypothesis and further investigation is necessary to discriminate the specific influence of our partial cut treatments over the recruitment path and pool translocation/transformation dynamics of dead wood.

Table 3.1: Deadwood volumes and densities from northeastern American hardwood forests from published literature.

Type/Author	Treatment	Volume (m <sup>3</sup> /ha ± S.E.)	Density (stem/ha ± S.E.)	Mean size (mm ± S.E.)
Downed woody debris (DWD)				
Doyon et al. (2005)	Selection cut	60.7 ± 7.1		
Angers et al. 2005	Selection cut	72.7 ± 6.4		178 ± 7
	Diameter limit cut (28-33 yrs)	41.6 ± 12.0		185 ± 10
Goodburn and Lorimer (1998)	Selection cut (8-15 yrs)	74.4 ± 8.6		
	Even-aged (65-75 yrs)	39.2 ± 5.8		
Snags				
Doyon et al. (2005)	Selection cut		97 ± 9	121 to 169
Angers et al. 2005	Selection cut		43.9 ± 4.9	140 ± 9
	Diameter limit cut (28-33 yrs)		118.1 ± 19.8	266 ± 14
Goodburn and Lorimer (1998)	Selection cut (8-15 yrs)	13.1 ± 3.7	38	123 to 224
	Even-aged (65-75 yrs)	14.6 ± 3.0	90	165 to 320
Vanderwel et al. (2006)	Selection cut		32	

### 3.7. Conclusion

This study aimed at comparing the mid-term (20-30 years) effects of partial cuts on the vertical foliage structure and dead wood characteristics of treated stands. We found that vertical structure and dead wood characteristics were strongly affected by partial cuts. This could lead to changes in ecosystem functions and in ecological niche diversity related to the vertical structure and dead wood characteristics if applied at large scale like the selection cutting was in Québec. These changes could eventually lead to a decrease in biodiversity, natural nutrient cycling and habitat functions for both flora and fauna in a scenario where these stand conditions become increasingly different from natural forests conditions. This study also raises concern towards our ability to understand the effects of partial cut treatments on dead wood recruitment and transformation dynamics and on their subsequent effects over dead wood characteristics.

Our results demonstrated that selection cut had a smaller effect on the vertical foliage structure of uneven-aged stands than diameter limit cuts, since it created a more diversified and complex foliage cover among all strata. This greater overstory structural complexity compared to DLC results in a complex mosaic of heterogeneous understory conditions (light and space availability) which may ultimately promote biodiversity and ecological functions in these forests. In contrast, both diameter limit cuts resulted in an irregular truncated foliage structure centered between 10-20 m, reflecting a two-storied vertical structure composed of one dominant stratum and one dominated regenerating stratum. These conclusions reveal that partial cuts tend to create patches of irregular (DLC) or evenly distributed (SC) structured forest rather than maintaining the inversed J-curved distribution (DeLiocourt 1898, Majcen 1990).

Selection cuts maintained a more continuous and diversified output of dead wood in harvested stands, combining a greater variety of types, size and decay conditions. Diameter limit cuts seemingly result in a time related rarefaction of dead wood during the 20-30 year period, starting from small snags to larger pieces over time. Snag recruitment was particularly sensitive to partial cuts. Dead wood distribution following DLCs did not follow the live tree distribution, suggesting a temporary bottom-up (small to larger) breakdown in dead wood recruitment during the 20-30 year period, until self-thinning process restart. This rarefaction may extend to larger dead wood over a repeated application of DLC since this will result in the systematic removal of every large tree from these stands at every rotation (Angers et al. 2005). Contrary to several authors, our results clearly demonstrate that during this period, larger, thus more persistent dead wood pieces are more easily conserved in harvested stands than smaller pieces which are not recruited over longer periods, and do not persist over longer time scale. These conclusions also demonstrate that in a sustained harvesting scenario of a single repeated treatment, this could lead to the synchronisation of dead wood inputs with harvesting operations and to potential problems relating nutrient cycling, regeneration and wildlife habitat functions.

Our results also revealed that we do not clearly understand dead wood recruitment and transformation processes following partial cuts. Higher density of snags following SC may result either from a dead wood pulse following harvesting or a continuous dead wood input through natural self-thinning. Our results also showed a faster turn-over of small snags to debris following DLC. However, we cannot clearly discriminate if these DWD all come from the felling of snags or from the tipping of live trees due to higher exposition. We also had a lot of difficulty assessing the effects of these treatments over the quality of dead wood. Therefore, further investigation is necessary to discriminate the influence of each partial cutting treatment over the recruitment path and transformation dynamics of dead wood in harvested stands. This is particularly important in the hardwood forests of Québec that were subject to DLC treatments between 1950-1990, lowering residual stand quality and high value species content, then to SC in the late 1990's, which targeted all large low quality trees, generally leaving degraded stands lacking sufficient tree quality to insure stand improvement between harvests.

We must note that this study has limitations when considering the high variability of dead wood processes in natural ecosystems and the variability caused by Bebbier and Thomas (2003) sampling methodology, which could result in some tendencies not being statistically proven. A systematic sampling approach combining defined radius plots and triangular methodology would be recommended in order to improve both precision and limit bias on the dead wood variability found in natural forests.

We recommend that SC be applied rather than DLC in order to maintain a greater diversity of niche conditions in the understory, although we suggest varying cutting practices through other partial treatments than DLC in order to limit the impacts of the repeated application of a single SC treatment. We recommend specific snag retention measures to be applied to harvesting plans, in order to increase variety and quality in dead wood pieces found in harvested stands. In a similar objective, we would also recommend to increase the 1 m<sup>2</sup>/ha of large defective stems conservation threshold of the MRNF and to diversify retained pieces types and sizes in order to insure both higher volumes and higher diversity of dead wood needed to sustain plant and wildlife community dependant of these resources (Drapeau et al. 2009, Doyon et al. 2005, Harmon et al. 1986). We also recommend implementing experimental plots to evaluate the effects of partial cuts on dead wood recruitment and transformation paths after treatment, in order to discriminate their consequences over dead wood related ecological processes.

## CHAPITRE IV

### CONCLUSIONS GÉNÉRALES

---

Le but de cette étude consistait à caractériser les effets à moyens termes (20-30 ans) des coupes partielles au sein des érablières à bouleau jaune du Témiscamingue en fonction de la croissance et de la qualité (externe et bois) des tiges résiduelles, ainsi que de la structure verticale et des caractéristiques du bois mort des peuplements aménagés.

Dans un premier temps, nous avons découverts que la croissance des tiges était plus rapide suite aux coupes à diamètre limite qu'à la coupe de jardinage. Les tiges échantillonnées ne semblent pas avoir eu de réponse en croissance significative à la coupe de jardinage. Tel qu'avancé dans nos hypothèses, la plus grande croissance a été obtenue suite à la CDL sélective. Nous avons pu établir que l'intensité de la réponse en croissance dépend de l'intensité de récolte du traitement, augmentant la disponibilité en espace et en luminosité chez les tiges en régénération. Cependant, l'intensité de réponse en croissance ne semble pas proportionnelle à l'intensité d'ouverture de la canopée. Il semblerait donc y avoir une influence du type de dégagement en ce sens que les trouées plus larges formés par le retrait des plus grosses tiges en CDL semblent mieux stimuler la croissance que les trouées plus petites créées en CJ. La qualité externe des tiges était inférieure suite à la CDL non-sélective, alors qu'elle était semblable entre la coupe de jardinage et la CDL sélective. L'effet d'assainissement escompté par les procédures du jardinage expliquerait en grande partie la différence entre nos traitements CJ et N-CDL, tout deux effectués au courant des années 1990. Nous supposons que la différence de qualité entre nos deux types de CDL résulterait en partie des conditions d'application des coupes, de même que des 10 années de différences entre nos deux CDL. Nous supposons que les 10 années supplémentaires depuis le traitement S-CDL ont permis l'auto-éclaircie de certaines tiges moribondes vivantes qui seraient encore présente en N-CDL. Malgré le manque de données pour confirmer cette hypothèse, nous estimons que les procédures d'application lors de la récolte ont pu causer plus de dommage dans notre traitement N-CDL qu'au sein des autres traitements. Il a aussi été abordé que la condition initiale des stations ait pu influencer nos résultats, puisque les stations S-CDL étaient les seules qui ne contenaient aucun hêtre à grande feuille. Cependant, nous avançons que notre effet aléatoire a correctement corrigé la variance causé par les divergences de qualité initiale entre nos stations lors de nos analyses statistiques. La qualité du bois des tiges était similaire entre les différents traitements, confirmant notre hypothèse de départ. La proportion de bois blanc au sein des tiges dépendait principalement de la croissance, résultant en des taux de bois blanc plus élevés suite aux CDLs, contrebalancés par une qualité externe plus faible en N-CDL.

Dans un deuxième temps, nous avons évalué la structure verticale du recouvrement et les caractéristiques du bois mort des peuplements. Nos résultats démontrent que les coupes à diamètre limite résultent en une structure verticale irrégulière tronquée dont la majorité du feuillage est concentrée entre 10 et 20 mètres de hauteur, ce qui limite la lumière pour les strates inférieures et la végétation en régénération, alors que la coupe de jardinage résulte en une structure verticale plus diversifiée et distribuée de manière équilibrée entre ses différentes strates, résultant en un recouvrement foliaire global plus dense. Ainsi, la



coupe de jardinage résulterait en la création d'une plus grande diversité de niches écologiques structurales que sa contrepartie, de même qu'un couvert permanent plus dense. L'application de coupes partielles au sein des peuplements forestiers a fortement diminué le recrutement des chicots et semble avoir modifié les processus de recrutement et de transformation du bois mort au sein des parcelles coupées, soulevant des risques face au maintien des fonctions écologiques du bois mort au sein des peuplements aménagés. Pour un volume de bois mort similaire entre tous les traitements, la coupe de jardinage semble maintenir le recrutement continu d'une plus grande diversité de types et de tailles de bois mort que les coupes à diamètre limite, favorisant d'autant plus le support d'une plus grande variété de niche écologiques. Contrairement à notre hypothèse initiale, la CJ maintient une plus grande densité de chicots et une plus grande gamme de degrés de décompositions de débris que les CDL. De fait, la distribution de taille du bois mort suite à la CDL sélective suggérerait un arrêt du recrutement en chicots entre 20-30 ans et une translocation très rapide des petites tiges mortes sous forme de débris ligneux peu décomposés. Cette tendance semblait se répandre aux chicots de taille moyenne 30 ans après la coupe. Considérant la grande quantité de défauts observés sur les tiges provenant des CDL non-sélectives, nous soulevons l'hypothèse que la raréfaction des chicots pourrait aussi provenir d'altérations du processus de recrutement du bois mort. Puisque les tiges de faible vigueur présentent souvent des signes de pourriture interne, nous avançons l'hypothèse l'intégrité structurale (densité de la tige) des chicots en CDL ait pu être diminuée, ce qui aurait pu causer une perte de stabilité et une plus grande vulnérabilité aux perturbations chez ces chicots. Nous supposons que cette baisse du recrutement des chicots de petite taille est temporaire jusqu'à la reprise des processus d'auto-éclaircie des petites tiges suite à la CDL. Cependant, cela soulève aussi plusieurs incertitudes face au recrutement à long terme du bois mort de gros diamètre, tel que suggéré par Angers et al. (2005). Nous connaissons mal les conséquences des coupes partielles sur les patrons de recrutement/transformation du bois mort.

Ces résultats comportent certaines limitations concernant le manque de connaissance l'effet de l'application des coupes partielles sur les patrons de recrutement/transformation du bois mort et sur les patrons structurels. En effet, le manque de données sur les procédures et l'intensité exacte des traitements appliqués limite la précision de l'évaluation de la réponse en croissance et en qualité. D'autre part, les patrons de recrutement du bois mort suite à l'aménagement forestiers sont peu connus, ce qui limite la portée de nos interprétations lorsqu'on considère la grande variabilité des processus naturels reliés au bois mort et les limites de précision des méthodes d'échantillonnage non-systématiques. Il serait donc très intéressant d'étudier les changements dans les patrons de recrutement du bois mort afin de mieux intégrer ces notions dans les procédés d'aménagement. Il faut aussi prendre en compte que notre expérience était limitée à une zone concentrée au sein de l'érablière à bouleau jaune de la région du Témiscamingue, limitant la portée de ces résultats à l'ensemble des peuplements feuillus mixtes.

Ces résultats démontrent que la coupe à diamètre limite provoque de meilleurs résultats en croissance et en qualité du bois, améliorant les retombées économiques d'une combinaison de plus forte valeur des produits récoltés et de mesures d'applications moins coûteuses, alors que la coupe de jardinage favorise le maintien des caractéristiques structurelles et des fonctions écologiques des peuplements, favorisant la diversité d'usage de ces écosystèmes suite à l'aménagement. En considérant l'ensemble des résultats de nos 2 chapitres, nous relevons l'importance d'établir des objectifs d'aménagement clairs et de déterminer leurs conséquences sur les rendements écologiques, économiques et sociaux futurs des peuplements, dans l'optique d'atteindre correctement les objectifs de l'aménagement écosystémique. Il serait important de reconsidérer l'usage de la coupe de jardinage dans les érablières, considérant la faible réponse des tiges à ce type de traitement, en vue d'adapter la récolte aux essences prisées. Ces résultats ont démontrés la sensibilité des chicots à l'aménagement et l'importance d'adopter des mesures de rétention du bois mort plus poussées que celles en vigueur. Nous croyons préférable que le MRNF augmente le barème de conservation des grosses tiges moribondes au-delà des 1 m<sup>2</sup>/ha prescrits et l'applique à l'ensemble des traitements sylvicoles, en vue d'augmenter le recrutement en chicot en se rapprochant des volumes retrouvés en forêt non-aménagée, et d'assurer le maintien des fonctions fauniques, régénératives et nutritionnelles qui y sont associées. Ces mesures permettraient d'améliorer la situation de certaines essences compagnes dépendantes de cette ressource, tel le bouleau jaune. De plus, nous recommandons la mise en place d'un dispositif de suivi du bois mort afin de mieux comprendre la dynamique du bois mort suite aux coupes partielles. La coupe à diamètre limite ne semble pas idéale sur plusieurs rotations de coupes dans un scénario de raréfaction du bois mort plus prononcé à long terme, puisqu'elle affecte profondément la structure et les processus de recrutement du bois mort dont dépendent certaines essences compagnes de forte valeur pour leur régénération. Nous recommandons donc l'application du jardinage sur les sites appropriés, mais en rajoutant un bémol : il est impératif de varier les traitements appliqués afin de limiter les impacts liés à l'application successive et répétée d'un seul traitement sylvicole. De fait, la découverte d'une structure résiduelle irrégulière au sein de certains peuplements nous permet une ouverture en vue des nouveaux traitements de coupe irrégulière proposés par le MRNF pour ses futurs plans d'aménagement. Cependant, à la lumière de nos résultats, il est évident que l'ensemble de ces conditions ne peut s'appliquer que suite à une rigoureuse évaluation de la qualité initiale des sites et une connaissance approfondie des processus inhérents aux forêts aménagées, tant au niveau de la productivité que de la qualité des tiges, en vue de limiter les impacts liés à un choix inadéquat de traitement sylvicole. Ces recommandations sont particulièrement importantes dans une optique d'aménagement forestier écosystémique durable et devraient servir de balises pour des travaux futurs concernant les fonctions écologiques des peuplements aménagés.

## ANNEXE A

## TABLES DES FACTEURS DES ANALYSES ANOVA

Table A.1: ANOVA des effets du modèle sur la proportion de bois non-coloré des tiges.  $P = 0.05$ .

Effet/interaction	F Ratio	Prob > F
Traitement	0.4091	0.6672
Espèce	0.9249	0.3375
Traitement*Espèce	0.6738	0.5110
Taille	88.4650	<.0001
Traitement*Taille	0.0553	0.9462
Espèce*Taille	1.2162	0.2716
Traitement*Espèce*Taille	1.2652	0.2847
Croissance moyenne 20 ans post traitement (Cr. Moy.)	42.2697	<.0001
Coupe*Cr. Moy.	0.9066	0.4057
Espèce*Cr. Moy.	0.3659	0.5460
Traitement*Espèce*Cr. Moy.	0.0603	0.9415
Taille*Cr. Moy.	0.0077	0.9302
Traitement*Taille*Cr. Moy.	0.2275	0.7967
Espèce*Taille*Cr. Moy.	0.0773	0.7812
Traitement*Espèce*Taille*Cr. Moy.	0.0383	0.9624
Station (aléatoire)	0.9072	0.5410

Table A.2: ANOVA des effets du modèle sur la prévalence de défaut sur les tiges résiduelles d'érable à sucre et de bouleau jaune du Témiscamingue.  $P = 0.05$ .

Effet/interaction	F Ratio	Prob > F
Traitement	6.3357	0.0108*
Espèce	0.1686	0.6818
Traitement*Espèce	0.0534	0.9480
Taille	23.3664	<.0001*
Traitement*Taille	0.4212	0.6568
Espèce*Taille	0.4041	0.5257
Traitement*Espèce*Taille	1.3961	0.2500
Station (aléatoire)	0.8096	0.6404

Table A.3: ANOVA des effets du modèle sur la fréquence de défaut sur les tiges résiduelles d'érable à sucre et de bouleau jaune du Témiscamingue.  $P = 0.05$ .

Effet/interaction	F Ratio	Prob > F
Traitement	8.4167	0.0043*
Espèce	4.9560	0.0271*
Traitement*Espèce	0.6724	0.5116
Taille	35.1943	<.0001*
Traitement*Taille	5.3245	0.0056*
Espèce*Taille	1.6746	0.1972
Traitement*Espèce*Taille	0.7372	0.4798
Station (aléatoire)	1.3308	0.2035

## LISTE DES RÉFÉRENCES

- Angers, V. A., Messier, C., Beaudet, M., Leduc, A. (2005). Comparing composition and structure in old-growth and harvested (selection and diameter-limit cuts) northern hardwood stands in Québec. *Forest Ecology and Management*, volume 217, pp. 275-293.
- Angers, V. A. (2009). L'enjeu écologique du bois mort - complément au guide pour la description des principaux enjeux écologiques dans les plans régionaux de développement intégré des ressources et du territoire, MRNF, DRF, Québec, 49 p.
- Arbogast, C. jr. (1957). Marking guides for northern hardwoods under the selection system. US department of agriculture, Forest service, Lakes States Forest Experiment Station, 20p.
- Archambault, L., Delisle, C., Larocque, G.R., Sirois, L., Belleau, P. (2006). Fifty years of forest dynamics following diameter-limit cuttings in balsam fir – yellow birch stands of the Lower St. Lawrence region, Québec. *Canadian Journal of Forest Research*, volume 36, pp. 2745-2755.
- Bauhus, J., Puettmann, K., Messier, C. (2009). Silviculture for old-growth attributes. *Forest Ecology and Management*, volume 258, pp. 525-537.
- Beaudet, M., Messier, C. (1997). Le bouleau jaune en peuplements feuillus et mixtes : autoécologie, dynamique forestière et pratiques sylvicoles. Groupe de recherche en Écologie Forestière (GREF), Université du Québec à Montréal, Montréal, 60 p.
- Beaudet, M., Messier, C. (1998). Growth and morphological responses of yellow birch, sugar maple, and beech seedlings growing under a natural light gradient. *Canadian journal of forest research*, volume 28, pp. 1007-1015.
- Beaudet, M., Messier, C., Leduc, A. (2004). Understorey light profiles in temperate deciduous forests: recovery process following selection cutting, *Journal of Ecology*, volume 92, pp. 328-338.
- Bebber, D.P., Thomas, S.C. (2003). Prism sweeps for coarse woody debris. *Canadian Journal of Forest Research*, volume 33, pp. 1737-1743.
- Bédard, S., Brassard, F. (2002). Les effets réels des coupe de jardinages dans les forêts publiques du Québec en 1995 et 1996. Ministère des ressources naturelles (MRN). Québec, 25p.

- Bédard, S., Majcen, Z., Meunier, S. (2003). Growth following single-tree selection cutting in Québec Northern Hardwoods. *The Forestry Chronicles*, volume 79, no. 5, pp.898-905.
- Bédard, S., Majcen, Z., Meunier, S. (2004). Coupe de jardinage dans les forêts feuillues du Québec – Mise à jour des résultats de recherche, *Info Forêt*, Juin 2004, no. 81, pp. 3-4.
- Bédard, S., Huot, M. (2006). Long-Term Sylvicultural research on Northern Hardwood in Québec (Canada). *Long-Term Sylvicultural and Ecological studies - Result for science and Management*, pp.119-125.
- Bérard, J.A., coordonateur, 1996, *Manuel de Foresterie*, Ordre des ingénieurs forestiers du Québec, Les presses de l'Université Laval, Québec.
- Bouffard, D., Nolet, P., Doyon, F. (2005). L'abondance du Hêtre à grande feuille dans les érablières: le rôle combiné de l'historique des perturbations et de la qualité des sols. Institut québécois d'aménagement de la forêt feuillue (IQAFF). Ripon, 33p.
- Boulanger, Y. Arsenault, D. (2004). Spruce Budworm Outbreaks in eastern Quebec over the last 450 years. *Canadian Journal of Forest Research*, volume 34, pp. 1035-1044.
- Boulet, B. (2007), Défauts et indices de la carie des arbres, 2ième édition, MRNF, Les publications du Québec, Québec, 317p.
- Bouffard, D., Doyon, F. (2008). Visite Exploratoire de vieilles coupes à diamètre limite ou partielles au sud du Témiscamingue pour la localisation de peuplements échantillons. Institut d'aménagement de la forêt feuillue (IQAFF), Rapport Technique d'étape, 37p.
- Brais, S., Paré, D., Lierman, C. (2006), Tree bole mineralisation rates of four species of the Canadian Eastern Boreal Forest: implications for nutrients dynamics following stand replacing disturbances. *Canadian Journal of Forest Research*, volume 36, pp. 1255-1265.
- Buongiorno, J., Kolbe, A., Vasievich, M. (2000). Economic and Ecological effects of Diameter-limit and BDq Management Regimes: Simulation for Northern Hardwoods. *Silva Fennica*, volume 34, no. 3, pp.223-235.
- Burns, R. M., Honkala, B.H. (1990). *Silvics of North America: Volume 2: Hardwoods*. United States Department of Agriculture, US foret service, Washington DC.



- Canham, C. D., Papaik, M.J., Latty, E.F., 2001, Interspecific variation in susceptibility to windthrow as a function of tree size and storm severity for northern temperate tree species, *Canadian Journal of Forest Research*, volume 31, pp. 1-10.
- Cline, S.P., Berg, A.B., Wight, H.M. (1980). Snag Characteristics and Dynamics in Douglas-Fir Forests, Western Oregon. *The Journal of Wildlife Management*, volume 44, no. 4, pp. 773-786.
- Coulombe, G., Huot, J., Arsenault, J., Bause, É., Bernard, J-T., Bouchard, A., Liboiron, M.A. (2004), *Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise*, Gouvernement du Québec, Québec, 307p.
- Crow, T.R., Tubbs, C.H., Jacobs R.D., Oberg, R.R. (1981). Stocking and structure for maximum growth in sugar maple selections stands. US Department of Agriculture, USDA Forest Service, research paper NC-199, 16p.
- Crow, T.R., Buckley, D.S., Nauertz, E.A., Zasada, J.C. (2002). Effects of Management on the Composition and Structure of Northern Hardwood Forest in Upper Michigan. *Forest Science*, volume 48, no. 1, pp.129-145.
- Darveau, M., Desrochers, A. (2001). *Le bois mort et la faune vertébrée : État des connaissances au Québec*. Université Laval, Département du centre de recherche en biologie forestière, Sainte Foy, Québec. 50p.
- Delagrangé, S., Lorenzetti, F., Bouffard, D. (2008). Suivi à moyen terme de traitement d'amélioration de la régénération du bouleau jaune: 1- remesures 6 ans après dégagement du Gaulis. IQAFF, Ripon, 25p.
- Delagrangé, S., Nolet, p., Bouffard, D., (2009), Impact du dégagement et du chaulage sur la régénération en érable à sucre et en hêtre dans des érablières en voie d'hêtrisation soumis à différentes intensités de prélèvement du couvert, IQAFF, Ripon, 59p.
- DeLiocourt, F. de (1898). Aménagement des sapinières. *Bulletin de la Société de Foresterie de Franche Comte*, volume 4, pp. 396-409.
- Dewasmes, G. (2006). Fourches et Branches problématiques: quelques considérations d'un arboriste grimpeur., *Forêt Wallone*, volume 82, 15p.

- Doyon, F., et al. (1999). Snag characteristics and use as woodpecker drilling sites in harvested and non-harvested northern hardwood forests, dans DIAMOND, A. W., et D. N. NETTLESHIP (editors). *Biology and conservation of forest birds*, Fredericton, New-Brunswick. Society of Canadian Ornithologists, pp. 103-114.
- Doyon, F. (2000). Effets de différents types de récolte forestière sur les oiseaux en forêt feuillue à l'échelle de l'habitat et du paysage. thèse de doctorat en Science de l'Environnement, Université du Québec à Montréal (UQAM), 171p.
- Doyon, F., Gagnon, D., Giroux, J-F. (2005). Effects of strip and single-tree selection cutting on birds and their habitat in southwestern Québec northern hardwood forest. *Forest Ecology and Management*, volume 209, pp.101-115.
- Doyon, F., Duchesneau, R., Bouffard, D., Harvey, B.D. (2007). Caractérisation du taux de prélèvement de vieilles coupes à diamètre limite (CDL) entre 1960 et 1990 au sud du Témiscamingue, Québec. Institut d'aménagement de la forêt feuillue (IQAFF), Rapport technique d'étape, 24p.
- Doyon, F., Bouffard, D. (2009). Enjeux écologique de la forêt feuillue tempérée québécoise. IQAFF. Ripon, présenté au MRNF, Québec, 70p.
- Doyon F., S. Sougavinski (2002). Caractérisation du régime de perturbations naturelles de la forêt feuillue du nord-est de l'Amérique du Nord. Institut Québécois d'Aménagement de la Forêt Feuillue, Ripon, Québec, 116 p.
- Drapeau, P., Leduc, A., Bergeron, Y., Gauthier, S., Savard, J-P. (2003). Les communautés d'oiseaux des vieilles forêts de la pessière à mousses de la ceinture d'argile : Problèmes et solutions. face à l'aménagement forestier. *The Forestry Chronicles*, volume 79, no. 3, pp.531-540.
- Drapeau, P., Nappi, A., Imbeau, L., Saint-Germain, M. (2009). Standing deadwood for keystone bird species in the eastern boreal forest: Managing for snag dynamics. *The Forestry Chronicle*, 85, no. 2, pp. 227-234.
- Drever, C. R., Messier, C., Bergeron, Y., Doyon, F. (2006). Fire and canopy species in Great Lakes-St. Lawrence forest of Témiscamingue, Québec. *Forest Ecology and Management*, volume 231, pp.27-37.

- Drever, C. R., Bergeron, Y., Drever, M.C., Flannigan, M., Logan, T., Messier, C. (2009). Effects of climate on occurrence and size of large fires in a northern hardwood landscape: historical trends, forecast, and implications for climate change in Témiscamingue, Québec. *Applied Vegetation Science*, volume 12, pp.261-272.
- Farigh, L. (1997). Effects of habitat loss and fragmentation on population extinction. *The Journal of Wildlife Management*, volume 61, no. 3, pp. 603-610.
- Forcier, L. K. (1975). Reproductive strategies and the co-occurrence of climax tree species. *Science*, volume 189, no. 4205, pp.808-810.
- Forget, E., Nolet, P., Doyon, F., Delagrange, S., Jardon, Y. (2007). Ten-year response of northern hardwood stands to commercial selection cutting in southern Québec, Canada. *Forest Ecology and Management*, volume 242, pp.764-775.
- Forget, E., Nolet, P. (2003). Étude de l'effet de l'environnement de compétition et des caractéristiques de cime sur la croissance de l'érable à sucre et du bouleau jaune. Institut d'aménagement de la forêt feuillue (IQAFF), Rapport Technique, 29p.
- Fournier, A. Woods, M.E., Stinson, A., Zhang, T. (2006). Logging Damage and Lumber Recovery Project – Stoke's study. Ministry of Natural Resources Southern Science and Information, Forestry Research Partnership Project, no. 150-301, 27p.
- Franklin, J.F., Shugart, H.H., Harmon, M.E. (1987). Tree death as an ecological function. *Bioscience*, volume 37, no. 8, pp. 550-556
- Garber, S.M., Brown, J.P., Wilson, D.S., Maguire, D.A., Heat, L.S. (2005). Snag longevity under alternative silvicultural regimes in mixed-species forests of central Maine. *Canadian Journal of Forest Research*, no. 35, pp. 787-796.
- Giroud, G. (2005). Caractérisation de la proportion de bois d'aubier et de duramen chez le bouleau à papier (*Betula papyrifera* March). Département de Science du bois et de la forêt. Document de Maîtrise, Université Laval, Québec, 163p.

- Goodburn, J.M., Lorimer, C.G. (1998). Cavity trees and coarse woody debris in old-growth and managed northern hardwood forests in Wisconsin and Michigan. *Canadian Journal of Forest Research*, no. 28, pp. 427-438.
- Guillemette, F., Bédard, S., Fortin, M. (2008). Evaluation of a tree classification system in relation to mortality risk in Québec northern hardwoods. *The Forestry Chronicle*, volume 84, no. 6, pp.886-899.
- Guillemette, F., Meunier, S., Lambert, M-C., Bédard, S., (2009) Effets réels quinquennaux des coupes partielles effectuées de 1995 à 1999 dans des érablières, Hors-série, Gouvernement du Québec MRNF, DRF, Québec, 70 p.
- Harmon, M. E., et al. (1986). Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Advances in ecological research*, 15: 133-302.
- Harmon, M.E. (2001). Moving Towards a New Paradigm for Woody Detritus Management. *Ecological bulletins*, no. 49; Ecology of woody debris in boreal forests, pp. 249-278.
- Hartmann, H, (2008), Identification des facteurs de stress impliqués dans le déclin et la mortalité de l'érable à sucre après coupe de jardinage: Étude de la croissance, de la vigueur et de l'état hydrique des arbres, thèse de doctorat en Biologie, Université du Québec à Montréal (UQAM), 171p.
- Hseu, J-S., Buongiorno, J., (1997), Output supply and input demand in the pulp and paper industry: a nonparametric model for the United-States and Canada, *Forest science*, Volume 43, no. 1, pp. 35-45.
- Jones, T.A., Thomas, S.C. (2004). The time course of diameter increment responses to selection harvests in *Acer saccharum*. *Canadian Journal of Forest Research*, volume 34, pp.1525-1533.
- Kenefic, L.S., Sendak, P.E., Brissette, J.C. (2005). Comparison of Fixed Diameter-limit and Selection cutting in Northern Conifers. *Northern Journal of Applied Forestry*, volume 22, no. 2, pp.77-84.
- Krankina, O.N., Harmon, M.E., Griazkin, A.V. (1999). Nutrient stores and dynamics of woody detritus in boreal forest: modeling potential implications at the stand level. *Canadian Journal of Forest Research*, no. 29, pp. 20-32.

- Laiho, R., Prescott, C.E., (2004). Decay and nutrients dynamics of coarse woody debris in northern coniferous forests: a synthesis. *Canadian Journal of Forest Research*, no. 34, pp. 763-777.
- Lu, H.-C., Buongiorno, J., (1993), Long- and short-term effects of alternative cutting regimes on economic returns and ecological diversity in mixed-species forests, *Forest Ecology and Management*, Volume 58, no. 3-4, pp. 173-192.
- MacArthur, R.H., MacArthur, J.W. (1961). On Bird Species Diversity. *Ecology*, volume 42, 3, pp. 594-598.
- Majcen, Z., Richard, Y., Ménard, M., Grenier, Y., (1990), Choix des tiges à marquer pour le jardinage d'érablières inéquiennes – guide technique, Mémoire no.96, Gouvernement du Québec, Ministère de l'Énergie et des Ressources (forêts), Direction de la Recherche et du Développement, Sainte Foy, 96p.
- Majcen, Z. (1994). Historique des coupes de jardinage dans les forêts inéquiennes au Québec. *Revue Forestière Française*, 46, pp. 375-384.
- Majcen, Z. (2003). Raréfaction des espèces compagnes de l'érablière, Dans: les enjeux de biodiversité relatifs à la composition forestière, P. Grondin et A. Cimon, coordonateurs. MRNF, DRF, Québec, pp. 93-102.
- Majcen, Z., Bédard, S., Meunier, S. (2005). Accroissement et Mortalité quinze ans après la coupe de jardinage dans quatorze érablières du Québec méridional, MRNF, DRF, Québec, 56p.
- Maser, C., Anderson, R.G., Cromack, K. jr., Williams, J.T., Martin, R.E. (1979). Dead and Down Woody Material. Dans Thomas et al. (1979), Chapitre 6, pp. 78-95.
- Messier, C., Beaudet, M., Delagrangé, S., Morin, A., Poulin, J. (2002). Revue de littérature et recommandations à propos des pratiques sylvicoles associées au Bouleau jaune (*Betula alleghaniensis*). Université du Québec à Montréal, GREFi, Montréal, 16 p.
- MRNF (2003). Manuel d'aménagement Forestier 4ième Édition. Ministère des Ressources Naturelles, de la Faune et des Parcs du Québec (MRNFPQ), Sainte-Foy, Québec, 245p.
- MRNFQ (2004). Manuel d'aménagement forestier 4ième édition : mise à jour Février 2004. Ministère des ressources naturelles de la faune et des parcs, Québec, 14p.

- MRNF (2008). Gestion des interventions forestières – GIF Rapport des compilations sur les traitements sylvicoles réalisés, Ministère des ressources naturelles et de la Faune, Québec, 9 p.
- MRNF (2009). Chiffres-clés du Québec forestier 2009. Ministère des ressources naturelles et de la faune (MRNF), Québec, 6p.
- Nolet, P., Bouffard, D., (2005), Étude préliminaire des causes de mortalité 10 ans après jardinage, IQAFF, Ripon, 27p.
- Nolet, P., Delagrange, S., Doyon, F., Forget, E., Bouffard, D. (2006). L'intérêt d'un regard à différentes échelles: le cas successional de l'érable à sucre, IQAFF, Ripon, 2p.
- Nolet, p., Hartmann, H., Bouffard, D., Doyon, F. (2007). Predicted and observed Sugar Maple Mortality in to site quality indicators, Northern Journal of Applied Forestry, volume 24, no. 4, pp. 258-264.
- Nyland, R.D. (2005). Diameter-limit Cutting and Silviculture: A comparison of Long-term Yields and Values for Uneven-Aged Sugar Maple Stands. Northern Journal of Applied Forestry, volume 22, no. 2, pp.111-116.
- Peterson, C. J., Pickett, S.T.A. (1995). Forest Reorganisation: A Case Study in an Old-Growth Forest Catastrophic Blowdown. Ecology, volume 76, no. 3, pp. 763-774.
- Pommenering, A., Murphy, S.T. (2004). A review of the history, definitions and methods of continuous cover forestry with special attentions to afforestation and restocking. Forestry, volume 77, no. 1, pp.27-44.
- Robitaille, L., Boivin, J-L., (1987), Résultats, après 10 ans, d'une coupe à diamètre minimum d'exploitation dans un peuplement feuillu, Forestry Chronicles, Volume 63, no. 1, pp.15-19.
- Robitaille, L., Saucier, J.P. (1998). Paysages régionaux du Québec méridional. Les publications du Québec, Sainte-Foy, Québec, 213 p.
- Runkle, J. R. (1985). "Disturbance regimes in temperate forests", dans Pickett, S. T. A., et W. S. White, directeurs. The ecology of natural disturbance and patch dynamics, London, Academic Press, p. 17-33.



- Schmiegelow, F.K.A., Machtans, C.S., Hannon, S.J. (1997). Are Boreal Birds Resilient to Forest Fragmentation ? An experimental study of short-term community responses. *Ecology*, volume 78, no. 6, pp.1914-1932.
- Sendak, P.E., Leak, W.B., Rice, W.B. (2000). Hardwood tree quality development in the White Mountains of New Hampshire. *Northern Journal of Applied Forestry*, volume 17, pp.1-7.
- Sendak, P.E., Brissette, J.C., Frank, R.M. (2003). Silviculture affects composition, growth, and yield in mixed northern conifers: 40-years results from the Penobscot Experimental Forest. *Canadian Journal of Forest Research*, volume 33, pp.2116-2128.
- Seymour, R.S., White, A.S., deMaynadier, P.G. (2002). Natural Disturbance regimes in northeastern North America—evaluating silvicultural systems using natural scales and frequencies. *Forest Ecology and Management*, volume 155, pp.357-367.
- Solomon, D.S. (1977). The Influence of Stand Density and Structure on Growth of Northern Hardwoods in New England. U.S. Department of agriculture, U.S.D.A. Forest Service research paper NE-362, 13p.
- Speer, J.H., Swetnam, T.W., Wickman, B.E., Youngblood, A. (2001). Changes in Pandora Moth Outbreak Dynamics During the past 622 years. *Ecology*, volume 82, no 3, pp.679-697.
- Strong, T.F., Erdmann, G.G., Niese, J.N. (1995). Forty years of alternative management practices in second-growth, pole-size northern hardwoods. I. Tree quality development. *Canadian Journal of Forest Research*, volume 25, pp.1173-1179.
- Thomas, J.W. (technical editor) et al. (1979). Wildlife habitats in managed forests in the Blue Mountains of Oregon and Washington. *Agricultural Handbook No. 553*, U.S Department of Agriculture and Forest Service, Washington D.C., 512 p.
- Thorpe, H.C., Thomas, S.C., Caspersen, J.P. (2008). Tree mortality in partial harvest is determined by skidding proximity. *Ecological applications*, volume 18, no.7, pp. 1652-1663.
- Toljander, Y.K., Björn, Æ., Lindhal, D., Holmer, L. Nils, Æ., Högberg, O.S. (2006). Environmental fluctuations facilitate species co-existence and increase decomposition in communities of wood decay fungi. *Oecologia*, no. 148, pp. 625–631.

- Taylor, A.M., Gertner, B.L., Morell, J.J. (2002). Heartwood Formation and Natural Durability: a review. *Wood Fibre Science*, volume 34, no. 2, pp.587-611.
- Taylor, S.L., Maclean, D.A. (2007). Dead wood dynamics in declining Balsam fir and Spruce stands in New Brunswick, Canada. *Canadian Journal of Forest Research*, volume 37, pp.750-762.
- Vaillancourt, M-A., Drapeau, P., Gauthier, S., Robert, M. (2008). Availability of standing trees for large cavity-nesting birds in the eastern boreal forest of Québec, Canada. *Forest Ecology and Management*, no. 255, pp. 2272-2285.
- Vanderwel, M.C., Caspersen, J.P., Woods, M.E. (2006). Snag dynamics in partially harvested and unmanaged northern hardwood forests. *Canadian Journal of Forest Research*, no. 36, pp. 2769-2779.
- Woods, K.D. (2004). Intermediate Disturbance in a Late-Successional Hemlock-Northern Hardwood Forest. *Journal of Ecology*, volume 92, no. 3, pp. 464-476.
- Woods, M.E., Smith, M.L., McPherson, S. (2007). Incidence of Damage to Tolerant Hardwood Stands Managed by the Selection System in Central Ontario. Ministry of Natural Resources Southern Science and Information, Technical report, no. 124, 39p.